

**LUCIANA FERREIRA LEITE LEIRIÃO**

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO PROGRAMA DE CONTROLE DA  
POLUIÇÃO DO AR POR VEÍCULOS AUTOMOTORES E DA FROTA  
EM DESACORDO COM O PROGRAMA NA SAÚDE PÚBLICA DA  
REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO**

Dissertação apresentada, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências, ao Programa de Pós-Graduação em Análise Ambiental Integrada do Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas da Universidade Federal de São Paulo – Campus Diadema.

**Orientador:** Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Simone Georges El Khouri Miraglia

**DIADEMA**

**2018**

Leirião, Luciana Ferreira Leite

**Avaliação do impacto do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores e da frota em desacordo com o programa na saúde pública da Região Metropolitana de São Paulo** / Luciana Ferreira Leite Leirião. –

Diadema, 2018.  
47 f.

Dissertação (Mestrado em Ciências – Programa de Pós-Graduação em Análise Ambiental Integrada) - Universidade Federal de São Paulo - Campus Diadema, 2018.

Orientador: Simone Georges El Khouri Miraglia

1. Poluição Atmosférica. 2. Emissões Veiculares. 3. PROCONVE. 4. Impacto em saúde. 5. Material Particulado I. Título.

CDD 363.7392



**Serviço Público Federal  
Universidade Federal de São Paulo  
Pró – Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa**

**ATA DE REUNIÃO DA COMISSÃO JULGADORA DA DEFESA  
DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

Aos quinze dias do mês de março de dois mil e dezoito, reuniu-se no Anfiteatro da Unidade José Alencar - Campus Diadema, Rua São Nicolau, 210 – Centro - Diadema - SP, às 10 horas, a Comissão Julgadora para a **DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**, solicitada por **LUCIANA FERREIRA LEITE LEIRIÃO**, aluno do Programa de Pós-Graduação em **ANÁLISE AMBIENTAL INTEGRADA**, que apresentou a dissertação sob o título: **“Avaliação do Impacto do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores e da Frota em Desacordo com o Programa na Saúde Pública da Região Metropolitana de São Paulo”**. A referida Comissão esteve constituída pelos Professores Doutores:

**- Prof. Dr. Francisco de Assis Comarú [CPF 103.070.748-03]**

Professor Adjunto IV  
Universidade Federal do ABC.

**- Prof. Dr. Nilton Manuel Évora do Rosário [CPF 214.561.738]**

Professor Adjunto I  
Universidade Federal de São Paulo

**- Prof. Dr. Humberto de Paiva Junior [CPF 167.830.548-02]**

Professor Adjunto  
Universidade Federal do ABC

A Presidente da Banca, Profa. Dra. Simone Georges El Khouri Miraglia, iniciou a sessão, dando a palavra ao candidato, que dispôs de trinta a cinquenta minutos, no máximo, para expor sua dissertação. A seguir, deu a palavra aos Professores, para a arguição. Cada examinador dispõe de trinta minutos, no máximo, para arguição, bem como ao candidato, para resposta. Após o candidato ter respondido todas às arguições em tempo hábil, os membros da Banca Examinadora emitiram seus Pareceres:

Profs. Drs.:

**Francisco de Assis Comarú**

**Nilton Manuel Évora do Rosário**

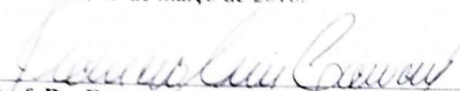
**Humberto de Paiva Junior**




**Serviço Público Federal  
Universidade Federal de São Paulo  
Pró – Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa**

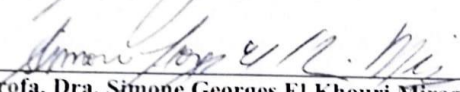
Em face dos referidos pareceres, a Comissão Julgadora considera o aluno(a) **LUCIANA FERREIRA LEITE LEIRIÃO** **APROVADA** (Aprovado/Reprovado) a receber o título de **MESTRE EM CIÊNCIAS** pela UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO. E, por estarem de acordo, assinam a presente ata.

São Paulo, 15 de março de 2018.

  
Prof. Dr. Francisco de Assis Comarú

  
Prof. Dr. Nilton Manuel Évora do Rosário

  
Prof. Dr. Humberto de Paiva Junior

  
Profa. Dra. Simone Georges El Khouri Miraglia

## **AGRADECIMENTOS**

Deixo meus agradecimentos a minha família, especialmente a minha mãe Alda, que me acompanhou nas primeiras leituras, a meu pai Synesio, que sempre me motivou a estudar e a meu marido Daniel por ter sido meu exemplo de que é possível conciliar o mestrado com o trabalho fora da academia.

Agradeço a todos os professores que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho. Primeiramente, à Prof<sup>a</sup>. Simone por ter arrumado um espacinho a mais no laboratório para mim e por todo o apoio e confiança ao longo dos últimos dois anos. Também aos professores Nilton, Francisco e Humberto, que acompanham e contribuem para o trabalho desde o exame de qualificação.

Não posso deixar de agradecer também à aluna de engenharia Jhébica Davy, a quem tive o prazer de orientar em seu TCC e ao engenheiro Marcelo Bales, da CETESB, pelos dados e esclarecimentos que tornaram possível o caminhar deste trabalho até sua conclusão.

Por fim, agradeço a todos que deixaram, mesmo que indiretamente, suas marcas nestas páginas. Muito obrigada aos amigos que trago desde a infância em Pinda, aos amigos que fiz na USP durante a graduação e aos colegas de trabalho e de laboratório.

## RESUMO

**Objetivo:** Avaliar, na Região Metropolitana de São Paulo, o impacto das emissões oriundas da frota veicular em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE no meio ambiente e na saúde pública. **Métodos:** Por meio de uma análise quinquenal desde 1985, verificou-se a contribuição das emissões veiculares para a qualidade do ar. Utilizando-se o método *Aphekom*, estimou-se o número de óbitos que foram evitados em decorrência da melhora da qualidade do ar associada à redução de emissões veiculares de material particulado. Para os anos de 2014 e 2015, por meio da análise *bottom-up*, segregou-se as emissões dos veículos de diferentes idades. Substituindo os valores de emissões dos veículos em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE por emissões de veículos mais novos, projetou-se cenários nos quais a frota total da Região Metropolitana de São Paulo fosse composta apenas por veículos de acordo com as fases mais recentes do PROCONVE. A diferença entre a qualidade do ar medida nos anos de 2014 e 2015 e nos cenários criados foi utilizada para calcular os anos de vida perdidos pela população em decorrência das emissões dos veículos mais antigos e esse benefício foi valorado. **Resultados:** Na análise histórica, percebeu-se que os efeitos do PROCONVE só puderam ser observados a partir de 1995. Entre 1995 e 2015, houve uma melhora de  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  na concentração atmosférica do material particulado, o que pode ter evitado até 903 óbitos por causas não externas. Os maiores responsáveis pelas emissões de material particulado na Região Metropolitana de São Paulo são os caminhões e os ônibus. Um cenário sem a circulação de veículos em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE reduziria em aproximadamente em  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a concentração do  $\text{MP}_{10}$  e em  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a concentração do  $\text{MP}_{2,5}$ . Essa melhora poderia reduzir em mais de 65.000 os anos de vida perdidos em decorrência da poluição atmosférica no biênio 2014-2015 e trazer economias de até US\$ 4 bi. **Conclusões:** Os veículos antigos ainda em circulação representam uma das maiores barreiras para o sucesso do PROCONVE. A retirada desses veículos de circulação poderia trazer economias em saúde, que poderiam subsidiar outros programas ou incentivos a mudanças no modal de transporte.

**Palavras-chave:** Poluição atmosférica; Emissões veiculares; PROCONVE; Impacto em saúde; Material Particulado.

## ABSTRACT

**Objective:** To evaluate the environmental and health impact of the fleet in disagreement with the actual phases of PROCONVE in the Metropolitan Region of São Paulo. **Methods:** We conducted a five-year interval analysis between 1985 and 2015 to verify the contribution of vehicles emissions to air quality. Using Aphekom method, we estimated the number of avoided deaths due to the decrease on emission of particulate matter on this period by vehicles. We also conducted bottom-up analysis to detach emissions from vehicles of different ages in 2014 and 2015. We projected a new scenario of emissions replacing those vehicles in disagreement with actual phases of PROCONVE for newer ones. Using the difference between the actual air quality and the one from the projected scenario, we estimated the years of life lost due to emissions by old vehicles. **Results:** The historical analysis indicated that PROCONVE effects could be noticed only from 1995 on. Between 1995 and 2015, air quality improved  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  to particulate matter and it could be associated with 903 non-external avoided deaths. The separation of emissions by vehicles of different ages revealed that trucks and buses are the main responsible for particulate matter emissions. A scenario without vehicles in disagreement with actual phases of PROCONVE would decrease the  $\text{PM}_{10}$  concentration in  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  and  $\text{PM}_{2,5}$  concentration in  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . This air quality improvement could avoid more than 65,000 years of life lost due to air pollution between 2014 and 2015 and save more than US\$ 4 bi. **Conclusions:** Old vehicle which circulate in Metropolitan Region of São Paulo are one of the biggest obstacles to PROCONVE success. The public health costs avoided with an air quality improvement due to retirement of old vehicles could finance change in transportation modes.

**Key words:** Air pollution; Vehicle emissions; PROCONVE; Health impact; Particulate Matter.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

|  |    |
|--|----|
| Esquema 1 – Interação entre os fatores que definem a concentração de um poluente na atmosfera de uma região.....   | 20 |
| Gráfico 1 – Concentração média mensal do poluente $MP_{10}$ com destaque para períodos de baixa dispersão de poluentes entre os meses de maio e setembro.....                        | 21 |
| Quadro 1 – Padrões de qualidade do ar segundo a Organização Mundial da Saúde, legislação norte-americana, legislação brasileira e legislação do estado de São Paulo.....             | 23 |
| Quadro 2 – Caracterização dos poluentes $MP_{2,5}$ , $MP_{10}$ , $NO_2$ , $O_3$ , $SO_2$ e $CO$ .....  | 23 |
| Quadro 3 – Qualidade do Ar na Região Metropolitana de São Paulo nos anos 2014, 2015 e 2016 em relação aos Padrões de Qualidade estipulados pelo Decreto Estadual nº 59.113/2013..... | 25 |
| Esquema 2 – Espectro da resposta biológica à exposição à poluição atmosférica.....   | 29 |
| Quadro 4 – Período e características das fases L1 a L6 do PROCONVE para veículos leves.....  | 35 |
| Quadro 5 – Ano de implementação e características das fases P1 a P7 para veículos pesados.....   | 35 |
| Quadro 6 – Matriz desenvolvida por Stapleton e Cheney (2004) traduzida e adaptada para a validação da pertinência da realização de uma AIS sobre o PROCONVE.....                     | 38 |
| Esquema 3 – Esquema do método Aphekom e suas etapas.....   | 42 |
| Esquema 4 – Metodologia <i>bottom-up</i> adotada para estimar as emissões veiculares..   | 45 |
| Esquema 5 – Relação entre conceitos para a determinação da carga em saúde.....   | 49 |
| Quadro 7 – Funções de risco-relativo utilizadas para determinação da população impactada pela concentração de $MP_{10}$ e $MP_{2,5}$ na atmosfera.....                               | 50 |
| Quadro 8 – Preenchimento da matriz desenvolvida por Stapleton e Cheney (2004) traduzida e adaptada para a validação da pertinência da realização de uma AIS do PROCONVE.....         | 51 |
| Gráfico 2 – Concentrações médias de material particulado ( $MP_{10}$ ) entre os anos de 1985 e 2015 medidas nas estações de monitoramento da Região Metropolitana de São Paulo.....  | 52 |



|  |    |
|--|----|
| Gráfico 3 – Concentrações de material particulado (MP <sub>10</sub> ) na atmosfera segundo medições de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015 na Região Metropolitana de São Paulo.....   | 53 |
| Gráfico 4 – Emissões anuais de MP por automóveis na RMSP nos anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015 e a respectiva contribuição para a concentração total do poluente na atmosfera.....   | 54 |
| Gráfico 5 – Simulação da concentração de material particulado (MP <sub>10</sub> ) na atmosfera da Região Metropolitana de São Paulo se houvessem apenas das emissões veiculares nos anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015..... | 55 |
| Quadro 9 – Categorias de veículos que tiveram as emissões de material particulado estimadas.....   | 56 |
| Gráfico 6 – Comparação entre as emissões encontradas após segmentação da frota e emissões divulgadas no Relatório de Emissões Veiculares do Estado de São Paulo de 2014.....   | 57 |
| Gráfico 7 – Comparação entre as emissões encontradas após segmentação da frota e emissões divulgadas no Relatório de Emissões Veiculares do Estado de São Paulo de 2015.....   | 57 |
| Gráfico 8 – Emissões de material particulado na RMSP nos anos de 2014 e 2015 para cada tipo de veículo e especificação do PROCONVE.....  | 58 |
| Gráfico 9 – Composição da frota da RMSP nos anos de 2014 e 2015 para cada tipo de veículo e especificação do PROCONVE.....   | 59 |
| Gráfico 10 – Comparação entre as emissões de material particulado do ano de 2014 e as emissões estimadas em um cenário hipotético de renovação da frota.....   | 59 |
| Gráfico 11 – Comparação entre as emissões de material particulado do ano de 2015 e as emissões estimadas em um cenário hipotético de renovação da frota.....   | 60 |
| Quadro 10 – Estações de monitoramento e qualidade do ar nos anos de 2014 e 2015 para os poluentes MP <sub>10</sub> e MP <sub>2,5</sub> .....   | 60 |
| Gráfico 12 – Óbitos a cada 1000 habitantes da população residente na Região Metropolitana de São Paulo nos anos de 2014 e 2015 separados por faixa etária.....   | 63 |
| Gráfico 13 – Correlação entre a qualidade do ar para MP <sub>10</sub> de um ano e a correspondente emissão de MP divulgada nos relatórios estaduais de qualidade do ar. Análise para o período de 1986 a 2009.....                         | 66 |
| Gráfico 14 – Correlação entre a qualidade do ar para MP <sub>10</sub> de um ano e a correspondente emissão de MP divulgada nos relatórios estaduais de qualidade do ar. Análise para o período de 2010 a 2016.....                         | 67 |

## LISTA DE TABELAS

|  |    |
|--|----|
| Tabela 1 – Frota e emissões veiculares na Região Metropolitana de São Paulo.....   | 32 |
| Tabela 2 – Composição e idade da frota circulante na RMSP. ....  | 36 |
| Tabela 3 – Diferença encontrada entre emissões calculadas neste trabalho e emissões divulgadas nos relatórios de emissões veiculares no estado de São Paulo.....   | 58 |
| Tabela 4 – Segregação da qualidade do ar ( <b>Qar</b> ) em <b>Qar</b> determinada pelas emissões oriundas de fontes móveis e <b>Qar</b> determinada pelas emissões de outras fontes. ....                | 61 |
| Tabela 5 – Contribuição das fontes móveis de emissão e de outras fontes para a qualidade do ar no cenário hipotético. ....   | 61 |
| Tabela 6 – Qualidade do ar nos cenários hipotéticos ( <b>Qar'</b> ). ....  | 62 |
| Tabela 7 – Redução na concentração de material particulado na atmosfera decorrente da renovação da frota nos anos de 2014 e 2015.....  | 62 |
| Tabela 8 – Comparação da mortalidade por causas cardiorrespiratórias entre homens e mulheres na RMSP nos anos de 2014 e 2015.....  | 63 |
| Tabela 9 – Frações de impacto (IF) e determinação dos anos de vida perdidos (YLL) para cada poluente, população alvo e desfecho em saúde nos anos de 2014 e 2015.....                                    | 64 |
| Tabela 10 – Confronto entre a contribuição de fontes móveis para a qualidade do ar ( <b>Cmóveis</b> ) calculada a partir da massa de poluentes emitida e do resultado do estudo de modelo receptor. .... | 70 |

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

AIS: Avaliação de Impacto em Saúde

ANP: Agência Nacional do Petróleo

C: Contribuições

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CO: Monóxido de Oxigênio

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

E: Emissões

EPA: Environmental Protection Agency

Gasolina C: Gasolina Comum

HC: Hidrocarbonetos

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IF: Fração de Impacto

MP: Material Particulado

MP<sub>2,5</sub>: Material Particulado com diâmetro aerodinâmico até 2,5 µm

MP<sub>10</sub>: Material Particulado com diâmetro aerodinâmico entre 2,5 µm e 10 µm

NO<sub>2</sub>: Dióxido de Nitrogênio

NO<sub>x</sub>: Óxidos de Nitrogênio

O<sub>3</sub>: Ozônio

OMS: Organização Mundial de Saúde

PROCONVE: Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores

PROALCOOL: Programa Nacional do Alcool

PROMOT: Programa de Controle de Poluição do Ar por Motociclos e Veículos

Similares

PRONAR: Programa Nacional de Controle de Poluição do Ar

RMSP: Região Metropolitana de São Paulo

SO<sub>2</sub>: Dióxido de Enxofre

SP: São Paulo

SUS: Sistema Único de Saúde

VAVR: Voluntary Accelerated Vehicle Retirement Program

VOLY: Value of a Life Year

YLL: Years of Life Lost

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| AGRADECIMENTOS .....  | 5  |
| RESUMO.....   | 6  |
| ABSTRACT .....  | 7  |
| LISTA DE ILUSTRAÇÕES .....  | 8  |
| LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....  | 11 |
| SUMÁRIO.....  | 12 |
| 1 INTRODUÇÃO.....   | 14 |
| 2 REVISÃO DA LITERATURA.....  | 18 |
| 3.1 Contextualização histórica da poluição atmosférica .....                | 18 |
| 3.2 Poluentes atmosféricos e qualidade do ar.....                           | 19 |
| 3.3 Dados da qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo .....     | 24 |
| 3.4 Avaliação de Impacto em saúde.....                                      | 26 |
| 3.5 Impactos da poluição na saúde .....                                     | 27 |
| 3.6 Impactos da poluição na saúde na Região Metropolitana de São Paulo..... | 29 |
| 3.7 Transporte, emissões veiculares e políticas públicas .....              | 31 |
| 3.8 PROCONVE .....  | 34 |
| 3.9 PROCONVE <i>versus</i> o envelhecimento da frota .....                  | 36 |
| 4 MÉTODOS.....  | 38 |
| 4.1 <i>Screening</i> .....  | 38 |
| 4.2 Escopo .....  | 39 |
| 4.3 Análise dos dados .....   | 39 |

|         |  |    |
|---------|--|----|
| 4.3.1   | Avaliação do impacto do PROCONVE na saúde da população da RMSP ..  | 40 |
| 4.3.2   | Estimativa da melhora na qualidade do ar advinda de uma possível renovação da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE .....    | 42 |
| 4.3.2.1 | Levantamento das emissões veiculares na RMSP nos anos de 2014 e 2015   | 43 |
| 4.3.2.2 | Estimativa das emissões veiculares em cenários hipotéticos .....   | 46 |
| 4.3.2.3 | Estimativa da qualidade do ar nos cenários hipotéticos .....   | 46 |
| 4.3.2.4 | Determinação da melhora na qualidade do ar nos cenários hipotéticos em relação aos cenários reais .....  | 48 |
| 4.3.2.5 | Avaliação do impacto na saúde pública causado pela frota em desacordo com as fases atuais do PROCONVE .....                                      | 48 |
| 4.3.2.6 | Valoração dos anos de vida perdidos em decorrência da poluição causada pela frota em desacordo com os padrões atuais do PROCONVE .....           | 50 |
| 5       | RESULTADOS .....   | 51 |
| 5.1     | Avaliação do impacto do PROCONVE na saúde da população da RMSP .....   | 52 |
| 5.2     | Estimativa da melhora na qualidade do ar advinda de uma possível renovação da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE .....    | 55 |
| 5.3     | Determinação e valoração do impacto em saúde pública decorrente da circulação da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE ..... | 62 |
| 6       | DISCUSSÃO .....  | 65 |
| 6.1     | Métodos utilizados no trabalho .....   | 65 |
| 6.1.1   | Estimativa de emissões .....   | 65 |
| 6.1.2   | Projeção da qualidade do ar nos cenários hipotéticos .....   | 69 |
| 6.1.3   | Impacto em saúde e valoração .....   | 70 |
| 6.2     | Resultados obtidos .....   | 72 |
| 6.3     | Recomendações para tomadores de decisões .....   | 80 |
| 7       | CONCLUSÕES .....   | 81 |
|         | REFERÊNCIAS .....  | 83 |

## 1 INTRODUÇÃO

Até o início do século XX, as associações entre poluição e impactos em saúde eram essencialmente relacionadas à contaminação da água e de alimentos. O ar era tido como um recurso sempre disponível e considerava-se que a sua poluição afetava apenas uma parcela restrita da população como aquela que trabalhava nas minas de carvão.

A partir da industrialização, que intensificou a queima de carvão, alguns países começaram a notar uma correlação positiva entre episódios de piora na qualidade do ar e aumento da demanda hospitalar ou do número de óbitos relacionados aos sistemas circulatório e respiratório. A princípio, esses episódios ocorreram em países europeus como a Bélgica e a Inglaterra, mas não tardou para que a industrialização e, por consequência, seus impactos no meio ambiente e na saúde chegassem também a países da América, como EUA, México e Brasil (BRAGA et al., 2001).

No decorrer do século XX, os efeitos deletérios em saúde que eram notados apenas durante episódios críticos de poluição atmosférica passaram a ser notados também na população que diariamente se encontrava exposta aos poluentes. A partir de então, seguindo um pioneirismo inglês, diversos países introduziram mecanismos regulatórios visando a garantia de determinados padrões de qualidade do ar.

Além das iniciativas individuais de cada país, a Organização Mundial da Saúde (OMS) passou a divulgar e atualizar periodicamente suas recomendações em relação a padrões de qualidade do ar. Tais recomendações são baseadas em estudos realizados ao redor do mundo e indicam concentrações máximas de poluentes que, quando presentes na atmosfera, causam o mínimo de efeitos adversos à saúde. Para o material particulado, por exemplo, a OMS recomenda que as médias anuais das concentrações atmosféricas de material particulado fino ( $MP_{2,5}$ ) e grosso ( $MP_{10}$ ) não devem ultrapassar  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente (WHO, 2017a).

Apesar das recomendações da OMS, as legislações dos países tendem a ser bem mais brandas. Como consequência, embora as concentrações de poluentes na atmosfera de grandes centros urbanos estejam de acordo com as respectivas

legislações nacionais, elas ainda estão bastante distantes do considerado ideal do ponto de vista da preservação da saúde da população (WORLD BANK, 2000).

No Brasil, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) é uma clássica área de estudos relacionados à poluição atmosférica e efeitos à saúde. Composta por 39 municípios e mais de 21 milhões de habitantes, a RMSP tem a qualidade do ar consistentemente verificada dentro dos padrões legais para diversos poluentes. Em 2015, por exemplo, a mediana das médias mensais das estações de monitoramento da região para o material particulado foi de 19  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para o  $\text{MP}_{2,5}$  e 29  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para o  $\text{MP}_{10}$  (CETESB, 2016a). Esses valores se encontram respectivamente 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  abaixo dos padrões da legislação estadual (SÃO PAULO, 2013). Apesar das concentrações dos poluentes estarem dentro dos padrões estaduais, por se encontrarem acima das recomendações da OMS e por afetar uma grande população, os efeitos adversos da exposição aos poluentes na região já foram descritos por diversos autores para grupos de risco como crianças, idosos e profissionais que cumprem jornadas de trabalho ao ar livre.

Como a RMSP é um polo financeiro e de gestão empresarial, as emissões de poluentes para a atmosfera são majoritariamente feitas pelos mais de 7 milhões de veículos que circulam na região. Estima-se que a frota seja responsável por mais de 97% das emissões de monóxido de carbono, 68% das emissões de óxidos de nitrogênio e 40% das emissões de material particulado (CETESB, 2016a).

Além do tamanho da frota (48% da frota estadual em 3,2% do território), a idade média dos veículos também contribui para a poluição atmosférica, já que os veículos mais antigos não possuem novas tecnologias que reduzem emissões, como a injeção eletrônica e o catalisador. A idade média dos veículos da Região Metropolitana de São Paulo é de 8 anos para veículos leves e 11 para pesados e estima-se que existam veículos de até 40 anos de idade em circulação (CETESB, 2015a).

A fim de reduzir as emissões veiculares, a RMSP conta com algumas medidas como o rodízio municipal de veículos em São Paulo, a restrição de circulação de caminhões em algumas vias em determinados horários e a restrição de estacionamento em zonas centrais. Para além das medidas locais, desde 1986, todos

os veículos produzidos no Brasil estão sujeitos às regulamentações do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE).

O PROCONVE vem sendo destacado como um dos principais responsáveis pela manutenção da qualidade do ar mesmo com aumentos significativos da frota nos grandes centros urbanos. O programa é implementado em fases e impõe especificações mecânicas e limites de emissões para veículos em produção. Atualmente, ele está na 6ª fase para os veículos leves e na 7ª para os pesados.

Apesar dos efeitos positivos já descritos por diversos autores para o PROCONVE, a aplicação restrita aos veículos novos limita esses efeitos (CETESB, 2016b; ESCUCIATTO; DZIEDZIC; VASCONCELOS, 2016; MMA, 2011; SZWARCFITER; MENDES; LA ROVERE, 2005). Na RMSP, a limitação dos benefícios do programa fica ainda mais evidente diante da idade média da frota e do fato de 97% das emissões veiculares serem oriundas de veículos em desacordo com as atuais fases em vigor (CETESB, 2016a).

Nesse cenário, o presente trabalho emerge da hipótese de que os ganhos em saúde pública decorrentes de uma possível renovação da frota ou redução das emissões oriundas de veículos antigos poderiam subsidiar programas de apoio ao PROCONVE ou contribuições para a melhora das condições do modal de transporte coletivo da região.



## **OBJETIVO**

O objetivo do presente trabalho é avaliar o impacto das emissões oriundas da frota veicular da Região Metropolitana de São Paulo em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE no meio ambiente e na saúde pública.

Para tanto, os objetivos específicos são:

- Avaliar o impacto do PROCONVE, desde a sua criação, na qualidade do ar e na saúde da população da Região Metropolitana de São Paulo;
- Mensurar o impacto da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE na qualidade do ar da Região Metropolitana de São Paulo;
- Estimar e valorar o impacto na saúde pública das emissões oriundas da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE na Região Metropolitana de São Paulo;
- Propor soluções para minimizar as emissões dos veículos em desacordo com as fases atuais do PROCONVE

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 3.1 Contextualização histórica da poluição atmosférica

Embora a poluição atmosférica já tivesse sido descrita em 61 a.C. pelo filósofo Sêneca, que relatou “o ar pesado de Roma”, foi com a intensificação da industrialização em meados do século XX que ela se tornou pauta de discussões políticas (DOZENA, 1999). O fenômeno de industrialização iniciado na Europa ainda no século XVIII propôs uma drástica mudança tecnológica por meio do uso da máquina a vapor movida pela queima de carvão mineral. Com o aumento das cidades e a multiplicação das fábricas, as décadas de 1920 a 1950 foram marcadas pela ocorrência de episódios críticos de poluição atmosférica, sendo alguns relacionados com a presença de metais pesados (BARBANTE et al., 2004; CANADELL et al., 2007; DE SARIO; KATSOUYANNI; MICHELOZZI, 2013; WEISS et al., 1999).

Dentre esses episódios, um deles, ocorrido na cidade de Londres (Inglaterra), merece destaque por ter feito com que a questão da poluição atmosférica tomasse notoriedade mundial. Ele ocorreu no inverno de 1952, quando a queima excessiva do carvão mineral foi somada a um evento natural de neblina (*fog*, em inglês) ocasionando um fenômeno chamado *smog*. O resultado do *smog* londrino foi o aumento da concentração de poluentes na atmosfera de 0,49 mg/m<sup>3</sup> para 4,46 mg/m<sup>3</sup> em apenas três dias. Na semana do ocorrido, registrou-se o número adicional de 4.500 óbitos, comparado à mesma semana do ano anterior e mais 13.500 óbitos ao longo do ano (WILKINS, 1954). O evento ficou conhecido como “O Grande *Smog* de Londres” e foi o estopim para as primeiras legislações relacionadas à poluição atmosférica. Menos de quatro anos após o ocorrido, em 1956, o Parlamento do Reino Unido instituiu o *Clean Air Act*, que trouxe medidas voltadas à redução da emissão de poluentes atmosféricos por fontes fixas em algumas cidades e centros urbanos (UNITED KINGDOM, 2017). Posteriormente à instituição da legislação britânica, outros países lançaram mão de legislações específicas de controles da poluição atmosférica, como o *Clean Air Act* norte-americano, que foi instituído em 1963 e alterado em 1970 (U.S. EPA, 2016).

Assim como aconteceu na Inglaterra, no Brasil, o avanço da industrialização também trouxe o problema da poluição atmosférica e seus efeitos adversos na saúde para as pautas políticas. Cubatão especificamente teve reconhecimento internacional na década de 1970, quando chegou a ser considerada a cidade mais poluída do mundo (ALONSO; GODINHO, 1992). Por estar geograficamente localizada entre o grande mercado de São Paulo e o porto de Santos, Cubatão se desenvolveu como um polo industrial e chegou a experimentar médias anuais de material particulado acima de  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e episódios críticos com concentrações que ultrapassavam os  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (ALONSO; GODINHO, 1992). Em relação aos efeitos em saúde, a alta concentração atmosférica do poluente era constantemente relacionada com diversos problemas cardiorrespiratórios decorrentes da exposição a curto e longos períodos (LEMOS, 1998).

Até a década de 1980, a poluição atmosférica no Brasil era abordada de forma branda como no Decreto-Lei nº 1.413 de 1974, que dispunha sobre o controle de todo o tipo de poluição do meio ambiente que pode ser provocada por atividades industriais (BRASIL, 1974). Em Cubatão, o aumento da pressão popular, especialmente de um grupo conhecido como Associação das Vítimas da Poluição e Más Condições de Vida, culminou com o Projeto de Controle da Poluição de Cubatão, que foi instituído em 1983 (ALONSO; GODINHO, 1992; LEMOS, 1998). Em nível nacional, as discussões a respeito da poluição do ar evoluíram para a instituição do PRONAR - Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar em 1989 que estabeleceu os padrões de qualidade do ar em vigor até os dias de hoje (CONAMA, 1989).

### **3.2 Poluentes atmosféricos e qualidade do ar**

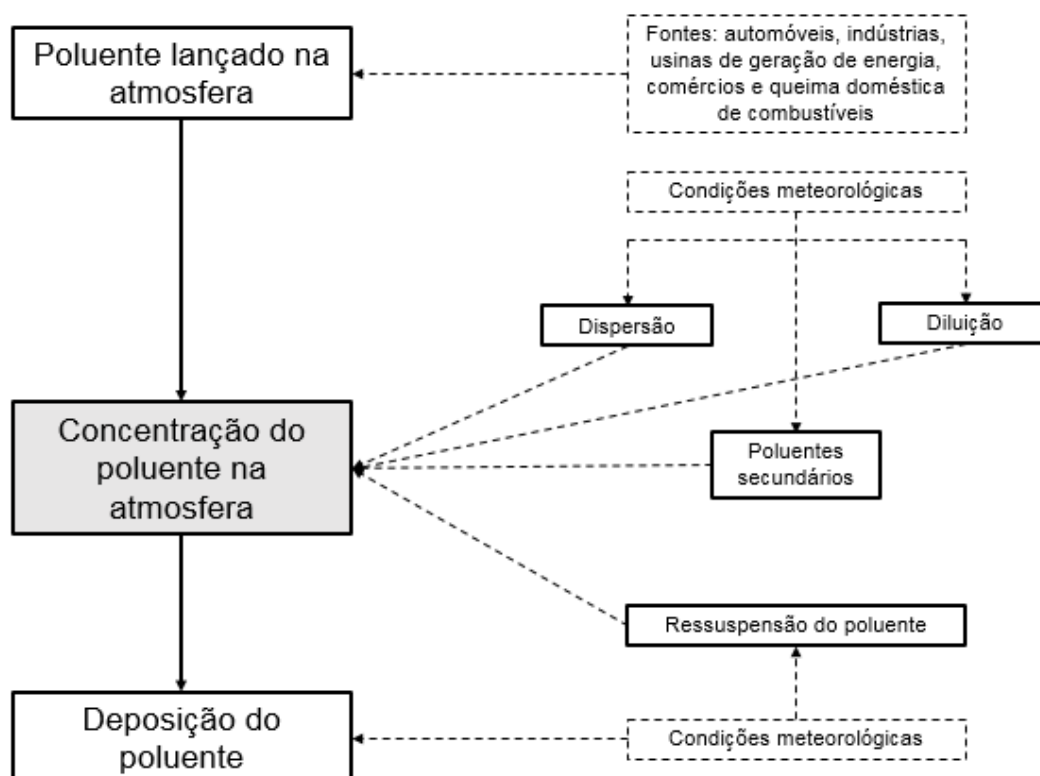
A legislação brasileira define poluente atmosférico como

toda e qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos em legislação, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (CONAMA, 1989).

De acordo com sua origem, os poluentes atmosféricos na forma de matéria podem ser divididos em dois grupos: poluentes primários e poluentes secundários. Poluentes primários são aqueles que são lançados diretamente da fonte como

poluentes, por exemplo, os gases  $\text{SO}_2$  e  $\text{CO}$  liberados na queima de alguns combustíveis (BOTKIN; KELLER, 2010). Poluentes secundários, por sua vez, são formados na atmosfera por meio de reações químicas de poluentes precursores, como é o caso do  $\text{O}_3$  quando formado a partir do  $\text{NO}_2$  (BOTKIN; KELLER, 2010).

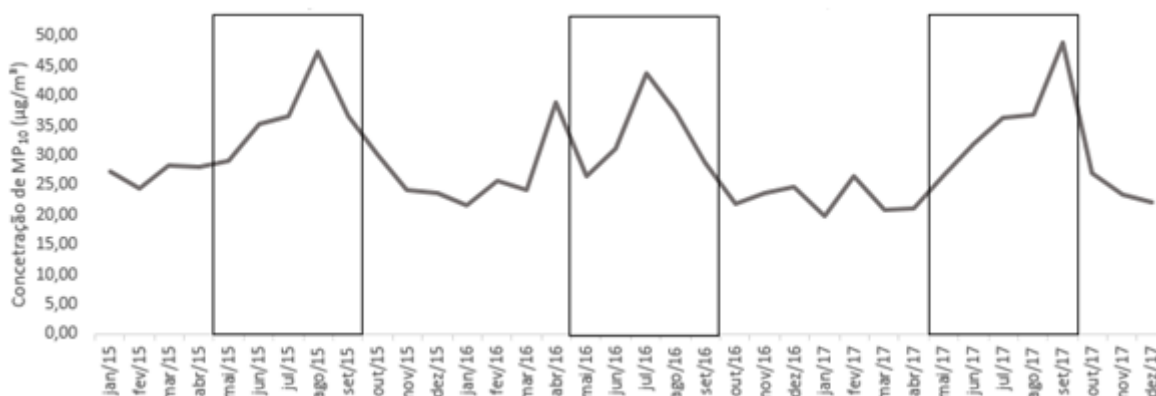
A poluição atmosférica de uma determinada região é definida pela concentração de cada substância poluente presente no ar e é decorrente da interação de diversos fatores. Segundo Mayer (1999), substâncias poluentes podem ser lançadas na atmosfera por automóveis, indústrias, usinas de geração de energia, comércios e queima doméstica de combustíveis. Uma vez na atmosfera, os poluentes (primários ou secundários) são diluídos e dispersos, o que depende fortemente das condições climáticas (direção e velocidade dos ventos, turbulência e estabilidade atmosférica) e da topografia da região (não só da geografia, mas também da existência de desfiladeiros urbanos) (MAYER, 1999). De acordo com as características do poluente e da influência da umidade e da pluviosidade, os poluentes podem ser decantados e ressuspensos (Esquema 1).



Fonte: Mayer 1999, traduzido e adaptado pela autora.

**Esquema 1 – Interação entre os fatores que definem a concentração de um poluente na atmosfera de uma região.**

A concentração de um determinado poluente na atmosfera pode variar, em um mesmo local, de forma sazonal ao longo do ano, da semana ou, até mesmo, do dia. Na Região Metropolitana de São Paulo, por exemplo, o período de maio a setembro é tido como desfavorável à dispersão de poluentes devido aos menores índices pluviométricos em comparação ao restante do ano (CETESB, 2017). De fato, analisando historicamente a concentração média dos poluentes ao longo dos anos na região, observa-se valores maiores nesses meses (Gráfico 1). Fatores não associados às condições meteorológicas também podem causar oscilações nas concentrações atmosféricas do poluente, como demonstrado por Silva et al. (2012). Os pesquisadores constataram que a concentração atmosférica de  $MP_{10}$  aumentou  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nos dias de greve do metrô de São Paulo nos anos de 2003 e 2006, respectivamente.



Fonte: Elaborado pela autora com base nos dados extraídos do Sistema de Informações de Qualidade do ar – Qualar (SÃO PAULO, 2016).

**Gráfico 1 – Concentração média mensal do poluente  $MP_{10}$  com destaque para períodos de baixa dispersão de poluentes entre os meses de maio e setembro.**

Dentre os vários poluentes primários e secundários, cinco deles costumam ter indicadores em normas e regulamentações ao redor do mundo: o material particulado (MP), o ozônio ( $O_3$ ), o monóxido de carbono (CO), o dióxido de enxofre ( $SO_2$ ) e o dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ). Essas normas ou recomendações são chamados de padrões de qualidade e orientam concentrações médias do poluente na atmosfera que não devem ser ultrapassadas em um determinado período de tempo.

No caso das legislações dos EUA e do Brasil, quando esses limites são estabelecidos, definem-se dois tipos de padrões de qualidade. Os padrões primários de qualidade do ar referem-se às concentrações de poluentes na atmosfera que, quando ultrapassadas, podem causar efeitos adversos na saúde da população (CONAMA, 1989). Em geral, esses padrões caracterizam metas a serem atingidas a

curto e médio prazo (MMA, 2017). Os padrões secundários de qualidade do ar, por sua vez, atuam como limites cujas concentrações abaixo deles se prevê o mínimo efeito adverso sobre a população e meio ambiente (CONAMA, 1989). Por serem padrões mais restritivos que os padrões primários, os padrões secundários costumam caracterizar metas a longo prazo (MMA, 2017). Tanto para os padrões primários de qualidade do ar quanto para os secundários são considerados dois tipos de amostragem: uma de curta frequência (por exemplo, diária) e uma de longa frequência (em geral, anual). Enquanto a primeira sinaliza a concentração de poluente que, quando ultrapassada, pode caracterizar um episódio agudo de poluição do ar, a segunda é um valor médio que, quando ultrapassada, indica que a região, ao longo do período, tem convivido com altos índices de poluição atmosférica.

Os padrões de qualidade do ar estipulados para o território brasileiro datam de 1990 e foram inspirados nas orientações da Organização Mundial da Saúde (OMS) publicadas em 1987 (WHO, 2017b). Além da existência da legislação nacional, os estados podem estipular padrões de qualidade do ar específicos, contanto que eles sejam mais restritivos que os padrões nacionais. No estado de São Paulo, os padrões de qualidade do ar para os diferentes poluentes são bem mais recentes que os estipulados para o território nacional e foram definidos pelo Decreto Estadual nº 59.113/2013 (SÃO PAULO, 2013). Entretanto, apesar de mais rigorosa que a legislação federal, a legislação estadual ainda é branda quando comparada à norte americana, estabelecida pela Environmental Protection Agency (EPA) (Quadro 1).

Desde as primeiras orientações da OMS divulgadas em 1987, foram realizados diversos estudos do impacto da poluição atmosférica na saúde humana, o que levou a organização a rever os padrões de qualidade do ar sugeridos previamente. As orientações mais recentes da OMS são de 2016 e indicam concentrações de poluentes que, segundo diversos estudos, resultam em poucos efeitos adversos na saúde (WHO, 2017a). Essas recomendações são mais restritivas que os padrões impostos pelas legislações nacional e norte-americana para todos os poluentes (Quadro 1).

**Quadro 1 – Padrões de qualidade do ar segundo a Organização Mundial da Saúde, legislação norte-americana, legislação brasileira e legislação do estado de São Paulo.**

| Poluente                | Amostragem    | Padrão de Qualidade ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |   |                                       |                                       |
|-------------------------|---------------|--|---|---------------------------------------|---------------------------------------|
|                         |               | Organização Mundial de Saúde (OMS)               | EPA – USA (AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS EUA) | CONAMA 003/1990 (BRASIL)              | Decreto nº 59.113/2013 (ESTADO DE SP) |
| <b>MP<sub>10</sub></b>  | <b>Anual</b>  | 20   | -   | 50 (padrão primário e secundário)     | 40                                    |
| <b>MP<sub>2,5</sub></b> | <b>Anual</b>  | 10   | 12 (padrão primário)                              | 50 (padrão primário e secundário)     | 20                                    |
|                         |               |  | 15 (padrão secundário)                            |                                       |                                       |
| <b>O<sub>3</sub></b>    | <b>1h</b>     | -  | -   | 160 (padrão primário e secundário)    | -                                     |
|                         | <b>8h</b>     | 100  | 137 (padrão primário e secundário)                | -                                     | 140                                   |
| <b>NO<sub>2</sub></b>   | <b>Anual</b>  | 40   | 53 (padrão primário e secundário)                 | 100 (padrão primário)                 | 60                                    |
|                         |               |  |   | 100 (padrão secundário)               |                                       |
| <b>SO<sub>2</sub></b>   | <b>10 min</b> | 500  | -   | -                                     | -                                     |
|                         | <b>Diária</b> | 20   | -   | -                                     | -                                     |
|                         | <b>Anual</b>  | -  | -   | 80 (padrão primário)                  | 40                                    |
|                         |               |  | -   | 100 (padrão secundário)               |                                       |
| <b>CO</b>               | <b>8h</b>     | 100  | 10 000 (padrão primário e secundário)             | 10 000 (padrão primário e secundário) | 10 000                                |

Fonte: Elaborado pela autora com base em nos padrões recomendados pela Organização Mundial da Saúde, Environmental Protection Agency, Resolução Conama nº 3/1990 e Decreto Estadual nº 59.113/2013 (CONAMA, 1990; SÃO PAULO, 2013; U.S. EPA, 2016; WHO, 2017a).

Os padrões de qualidade do ar podem ser bastante distintos entre dois poluentes quaisquer. Isso decorre das características químicas e físicas de cada um deles e os efeitos específicos que causam ao meio ambiente e, especialmente, à saúde (Quadro 2).

**Quadro 2 – Caracterização dos poluentes MP<sub>2,5</sub>, MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e CO.**

| Poluente          | Origem/Formação  | Efeitos adversos à saúde humana  |
|-------------------|--|--|
| MP <sub>2,5</sub> | Partículas sólidas ou líquidas de até 2,5 $\mu\text{m}$ de diâmetro sem uma composição química específica. Possuem origens diversas.       | Penetram no sistema respiratório até os alvéolos e podem causar doenças mutagênicas e problemas respiratórios graves.                    |
| MP <sub>10</sub>  | Partículas sólidas ou líquidas entre 2,5 $\mu\text{m}$ e 10 $\mu\text{m}$ sem uma composição química específica. Possuem origens diversas. | Têm penetração limitada às vias respiratórias superiores e, em geral, podem causar o agravamento de doenças respiratórias já existentes. |

|                 |   |  |
|-----------------|---|--|
| O <sub>3</sub>  | Poluente secundário cuja formação se dá a partir de óxidos de nitrogênio, que são emitidos principalmente por veículos.   | Penetra profundamente nas vias respiratórias e possui efeito oxidante e citotóxico.                |
| CO              | Lançado na atmosfera quando existe a queima incompleta de compostos orgânicos.  | Associa-se a hemoglobina, prejudicando o transporte de oxigênio para o organismo.                  |
| SO <sub>2</sub> | Resultante principalmente da queima de combustíveis fósseis.  | É absorvido nas vias aéreas superiores e seu caráter ácido causa inflamação do trato respiratório. |
| NO <sub>2</sub> | Lançado na atmosfera principalmente pela frota automobilística e indústrias que realizam combustão em altas temperaturas. | Atinge porções periféricas do pulmão e tem efeito tóxico.  |

Fonte: Elaborado pela autora com base em Vallero (2008) e Cançado et al. (2006).

### 3.3 Dados da qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo

No Brasil, dados de monitoramento da poluição atmosférica e estudos sobre o tema são mais robustos no estado de São Paulo, especialmente na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Essa região é composta por 39 municípios e, desde os anos 90, experimenta um movimento de deslocamento das indústrias em direção ao interior do estado, passando a ter a economia baseada no setor de serviços e gestão empresarial (LENCIONI, 1998). Como consequência da migração industrial e do aumento do número de habitantes com médio e alto poder aquisitivo, as fontes de poluição móveis (essencialmente automotivas) são as maiores responsáveis pelo lançamento de poluentes na atmosfera (CETESB, 2015b; PÉREZ-MARTÍNEZ; ANDRADE; MIRANDA, 2015; SÃO PAULO, 2017). Um levantamento da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) de 2015 aponta que embora a RMSP ocupe apenas 3,2% do território do estado, ela concentra 48% da frota estadual (CETESB, 2015b).

O monitoramento da poluição atmosférica da Região Metropolitana de São Paulo vem ocorrendo desde 1970. Atualmente, ele é feito por 28 estações fixas e 10 estações manuais que medem a qualidade do ar para diferentes poluentes e que são gerenciadas pela CETESB (CETESB, 2016a). No ano de 2016, estimou-se que tenham sido emitidas na região 131 mil t de monóxido de carbono, 80 mil t de óxidos de nitrogênio, 5,1 mil t de material particulado e 6,7 mil t de óxidos de enxofre (CETESB, 2017). O expressivo valor absoluto das emissões é acompanhado de concentrações atmosféricas que ultrapassam consistentemente os limites sugeridos pela Organização Mundial da Saúde (CETESB, 2015b, 2016a, 2017; WHO, 2017a).



Apesar de se apresentar em desacordo com os valores sugeridos pela OMS, entre 2014 e 2016, a qualidade do ar na RMSP se manteve predominantemente dentro dos padrões impostos pela legislação estadual (Quadro 3).

**Quadro 3 – Qualidade do Ar na Região Metropolitana de São Paulo nos anos 2014, 2015 e 2016 em relação aos Padrões de Qualidade estipulados pelo Decreto Estadual nº 59.113/2013.**

| Poluente                | Amostragem    | Padrão de Qualidade no Estado de SP | Qualidade do ar na RMSP  |  |   |
|-------------------------|---------------|-------------------------------------|--|--|---|
|                         |               |                                     | 2014   | 2015   | 2016  |
| <b>MP<sub>10</sub></b>  | <b>Anual</b>  | 40 µg/m <sup>3</sup>                | A concentração média anual foi superior ao padrão de qualidade em 12% das estações                       | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2015   | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2016  |
|                         | <b>Diária</b> | 120 µg/m <sup>3</sup>               | A concentração média diária foi superior ao padrão de qualidade pelo menos em um dia em 16% das estações | A concentração média diária foi superior ao padrão de qualidade pelo menos em um dia em 3,5% das estações  | A concentração média diária foi superior ao padrão de qualidade pelo menos em um dia em 4,3% das estações |
| <b>MP<sub>2,5</sub></b> | <b>Anual</b>  | 20 µg/m <sup>3</sup>                | A concentração média anual foi superior ao padrão de qualidade em 12% das estações                       | A concentração média anual foi superior ao padrão de qualidade em 7,1% das estações                        | A concentração média anual foi superior ao padrão de qualidade em 8,3% das estações                       |
|                         | <b>Diária</b> | 60 µg/m <sup>3</sup>                | A concentração média diária foi superior ao padrão de qualidade pelo menos em um dia em 16% das estações | A concentração média diária foi superior ao padrão de qualidade pelo menos em um dia em 14,2% das estações | A concentração média diária foi superior ao padrão de qualidade pelo menos em um dia em 8,3% das estações |
| <b>O<sub>3</sub></b>    | <b>8h</b>     | 140 µg/m <sup>3</sup>               | O padrão de qualidade foi ultrapassado em 43 dias  | O padrão de qualidade foi ultrapassado em 36 dias  | O padrão de qualidade foi ultrapassado em 32 dias   |
| <b>NO<sub>2</sub></b>   | <b>Anual</b>  | 60 µg/m <sup>3</sup>                | A concentração média anual foi superior ao padrão de qualidade em 4% das estações                        | A concentração média anual foi superior ao padrão de qualidade em 14,2% das estações                       | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2016  |
|                         | <b>1h</b>     | 260 µg/m <sup>3</sup>               | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2014   | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2015   | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2016  |

|                       |               |                      |  |  |  |
|-----------------------|---------------|----------------------|--|--|--|
| <b>SO<sub>2</sub></b> | <b>Anual</b>  | 40 µg/m <sup>3</sup> | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2014 | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2015 | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2016 |
|                       | <b>Diária</b> | 60 µg/m <sup>3</sup> | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2014 | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2015 | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2016 |
| <b>CO</b>             | <b>8h</b>     | 9 ppm                | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2014 | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2015 | O padrão de qualidade não foi ultrapassado em 2016 |

Fonte: Elaborado pela autora com base nos relatórios estaduais de qualidade do ar no estado de São Paulo em 2014, 2015 e 2016 (CETESB, 2015b, 2016, 2017).

### 3.4 Avaliação de Impacto em saúde

A intensificação das atividades antrópicas traz diversos impactos ao meio ambiente dos quais a poluição atmosférica é apenas um exemplo. Desde a década de 1970, diversos países vêm adotando a obrigatoriedade da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) para a instalação de empreendimentos públicos e privados que possam acarretar mudanças ambientais significativas (SÁNCHEZ, 2013). Dentre as várias definições que podem ser encontradas para a AIA, uma das mais simples foi dada pela *International Association for Impact Assessment*, que diz que uma Avaliação de Impacto Ambiental “é o processo de identificar as consequências futuras de uma ação presente ou futura” (IAIA, 2008). A antecipação dos impactos ambientais decorrentes de uma política ou empreendimento garante a atuação de órgãos reguladores na modificação do projeto inicial ou na obrigatoriedade da adoção de ações mitigadoras (SÁNCHEZ, 2013).

Como o ser humano é visto como parte do meio ambiente, os impactos em saúde devem ser contemplados na Avaliação de Impacto Ambiental. A fim de estruturar referências para uma análise da saúde pública em consonância com a análise de impactos no meio físico, foi cunhado o termo Avaliação de Impacto em Saúde (AIS). Seguindo a mesma linha da AIA, a AIS é definida como:

uma abordagem prática usada para julgar os potenciais efeitos à saúde da população de uma política, programa ou projeto. Recomendações são produzidas para que os responsáveis pelos processos decisivos e as pessoas envolvidas possam maximizar os efeitos positivos e minimizar os negativos (WHO, 2018a).

No Brasil, a AIS tem conquistado interesse do Ministério da Saúde desde 2008, mas a sua contemplação nos Estudos de Impacto Ambiental ainda é feita de maneira pouco estruturada (ABE; MIRAGLIA, 2017) à exceção de processos de licenciamentos em áreas endêmicas de malária, onde a Resolução CONAMA nº286/2001 exige estudos epidemiológicos e programas para o controle da doença e de seus vetores.

A estrutura difundida de uma AIS baseia-se em seis etapas (BHATIA, 2011). Na primeira delas, chamada de *Screening*, deve-se identificar a real necessidade da avaliação. Após comprovada sua necessidade, na segunda etapa, define-se o escopo da avaliação e, a partir de então, são levantados e analisados os dados de impacto em saúde (nesta etapa é fundamental o uso de informações qualitativas e quantitativas). Por fim, envolvem-se os tomadores de decisão com as recomendações da avaliação e estrutura-se um grupo para monitoramento.

As Avaliações de Impacto em Saúde relacionadas ao aumento da concentração atmosférica de poluentes tornaram-se mais robustas a partir dos anos 2000. Por meio de diversos estudos que associam a poluição atmosférica com internações e óbitos e com o auxílio de modelagens, grupos de pesquisa vinculados à OMS desenvolveram o conceito e metodologias para o cálculo das frações de impacto (IF), que revelam a parcela da morbidade ou mortalidade em uma dada região que está associada a alterações específicas na qualidade do ar. Utilizando-se destas diretrizes da OMS, diversas AIS foram capazes de prever ou mensurar impactos consequentes de novas legislações, mudanças no modal de transporte, programas de controle de emissões etc.

### **3.5 Impactos da poluição na saúde**

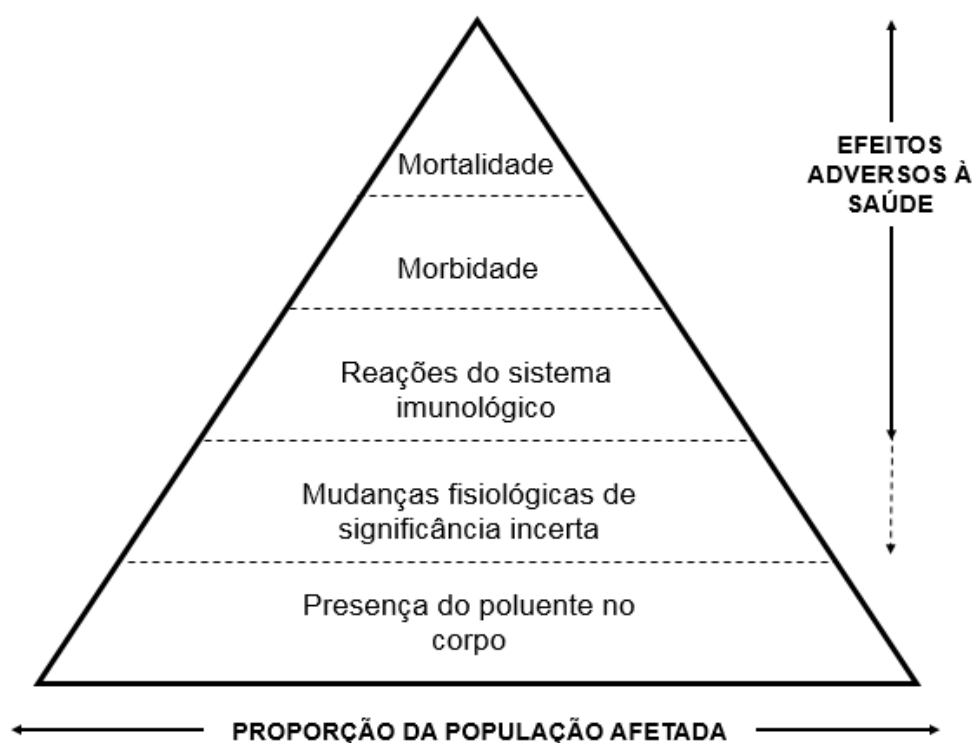
Antes mesmo do termo AIS ter surgido, pesquisadores já buscavam relacionar quantitativamente a concentração de poluentes na atmosfera com o aparecimento e o agravamento de doenças cardiorrespiratórias (LAVE; SESKIN, 1970). No princípio, esses estudos propunham análises do tipo “*short term exposure*”, se dedicando a relacionar episódios críticos de poluição atmosférica com o aumento no número de óbitos e internações por causas relacionadas a infarto, asma e outros problemas cardíacos ou respiratórios. Ao longo dos anos, os resultados desse tipo de estudo apontaram correlações positivas entre as variáveis para diversos poluentes

(especialmente MP e O<sub>3</sub>) e em países considerados em diferentes níveis de desenvolvimento, tais como Estados Unidos, China, países europeus, Taiwan, Brasil e Panamá (CESARONI et al., 2013; CHANG; CHEN; YANG, 2015; DOCKERY et al., 1993; JASINSKI; PEREIRA; BRAGA, 2011; SALDIVA et al., 1995; SCHWARTZ et al., 1993; WILKINS, 1954; XIE et al., 2014; ZÚÑIGA et al., 2016).

Além dos estudos focados nos efeitos agudos da poluição, com o passar das décadas, tornaram-se cada vez mais frequentes estudos do tipo “*long term exposure*”, que buscam entender o efeito a longo prazo da exposição a poluentes atmosféricos. Os resultados encontrados para esse tipo de exposição vão ao encontro dos estudos focados no efeito da poluição a curto prazo. Nesse tipo de análise, os apontamentos dos malefícios da exposição a poluentes atmosféricos não se limitam à morbidade e à mortalidade por problemas cardiorrespiratórios e se estendem para relações com problemas neurológicos, inflamações sistêmicas, neoplasias de diversas naturezas, diminuição do nível de vitaminas no cordão umbilical de fetos, aumento na mortalidade de maneira geral e diminuição da expectativa de vida (ACKERMANN-LIEBRICH et al., 1997; ANDRÉ et al., 2012; BAÏZ et al., 2012; BELL et al., 2005; BENAÏSSA et al., 2016; BRUNEKREEF et al., 2009; CALDERÓN-GARCIDUEÑAS; TORRES-JARDON, 2015; CHEN et al., 2013; HOEK et al., 2013; LANKI et al., 2015; LIN et al., 2016; PASCAL et al., 2016; POPE III et al., 2002; POPE III; EZZATI; DOCKERY, 2009; SCORZA et al., 2013; THURSTON et al., 2016).

A partir dos diversos estudos realizados ao redor do mundo, a Organização Mundial da Saúde divide os efeitos da poluição atmosférica na saúde em um espectro que contempla cinco categorias (WHO, 2017b) (Esquema 2). Nesse espectro, conforme os efeitos adversos da poluição vão se tornando mais graves para a saúde, a parcela da população que é afetada vai diminuindo. Na base da pirâmide, o efeito mais leve e que afeta a maior parte da população é a simples presença do poluente no corpo. Já no topo da pirâmide, o óbito é apresentado como um desfecho em saúde que pode acometer uma parcela menor da população.

Embora pela análise da pirâmide possa parecer que óbito decorrente da poluição atmosférica atinge uma parcela pequena da população, sugere-se que esse tipo de poluição seja a causa de 1,3 milhão de mortes no mundo a cada ano, representando um dos principais contribuintes para a carga global de doenças e mortalidade (WHO, 2017b).



Fonte: Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017b), traduzido pela autora.

**Esquema 2 – Espectro da resposta biológica à exposição à poluição atmosférica.**

### 3.6 Impactos da poluição na saúde na Região Metropolitana de São Paulo

Os estudos realizados no Brasil, mais especificamente na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), corroboram os demais estudos realizados ao redor do mundo. Apesar de, em geral, a qualidade do ar se manter dentro dos padrões de qualidade apresentados na legislação estadual, os poluentes atmosféricos – especialmente o  $O_3$  e o  $MP_{10}$  – já foram associados com a morbidade na região em diversos momentos (FREITAS et al., 2004; MARTINS et al., 2002; SALDIVA et al., 1995). Mais especificamente na cidade de São Paulo um estudo realizado em 2005 estimou que a população perde anualmente 14.290 anos de vida por problemas cardiorrespiratórios causados pela poluição atmosférica, sendo os idosos e as crianças os grupos mais suscetíveis (MIRAGLIA; SALDIVA; BÖHM, 2005).

Historicamente, desde a década de 1990, diversos estudos apontam relação entre a poluição na RMSP e problemas de saúde na população das faixas etárias consideradas de maior risco. Uma pesquisa realizada no município de São Paulo e focada em crianças mostrou que, entre 1991 e 1993, houve aumento no número de

emergências respiratórias durante episódios agudos de poluição atmosférica (especialmente relacionados ao  $MP_{10}$ ) (LIN et al., 1999). Essa pesquisa corrobora uma pesquisa anterior que associou a exposição ao  $NO_x$  ao aumento de óbitos devido a doenças cardiorrespiratórias também em crianças (SALDIVA et al., 1994). Ainda em relação ao  $NO_x$ , entre os anos de 1991 e 1992, o aumento em sua concentração também foi associado ao aumento da mortalidade intrauterina em grávidas da região (PEREIRA et al., 1998).

Dentre os idosos da RMSP, demonstrou-se que o aumento da concentração de  $MP_{10}$  atmosférico em  $100 \mu g/m^3$  poderia aumentar em 13% a taxa de mortalidade (SALDIVA et al., 1995). Além do  $MP_{10}$ , verificou-se que os poluentes  $O_3$  e  $SO_2$ , quando têm suas concentrações aumentadas em um quartil levam a um aumento de 8,07% e 14,51% nos atendimentos de idosos com pneumonia e gripe, respectivamente (MARTINS et al., 2002).

Mais recentemente, ainda em relação a crianças e idosos, Gouveia et al., (2006) relacionaram o aumento da concentração de poluentes com internações de crianças asmáticas e idosos com sintomas de doença pulmonar obstrutiva crônica e doença isquêmica do coração. Dentre os idosos, os óbitos por causas não acidentais puderam ser relacionadas com a exposição a episódios críticos de poluição mesmo 30 dias após o episódio (COSTA et al., 2017).

Nos últimos anos, para além de crianças e idosos, os profissionais que trabalham próximos a grandes vias e que estão frequentemente expostos a altos níveis de poluição atmosférica foram também identificados como grupos de risco. Entre fiscais de trânsito, verificou-se que a pressão sanguínea é significativamente maior quando os trabalhadores cumprem turnos ao ar livre (SERGIO CHIARELLI et al., 2011) e que o absenteísmo é positivamente relacionado aos períodos de piora na qualidade do ar (RODRIGUES-SILVA et al., 2012). Em um estudo focado nos motoboys, a menor capacidade pulmonar foi associada à intensidade e ao tempo de exposição a poluentes atmosféricos (FERREIRA, C. A. S. A., SANTOS, F. L., COSTA, I. P., PEREIRA, L. V. & REGO, 2009).

Para além dos estudos voltados para os grupos de risco, o impacto na saúde da poluição atmosférica na Região Metropolitana de São Paulo também tem sido descrito para diferentes cenários de uso de modais de transporte (DE SÁ et al., 2017) e para grupos de menor risco como adultos entre 30 e 60 anos (BEZERRA, 2016).

### **3.7 Transporte, emissões veiculares e políticas públicas**

A Região Metropolitana de São Paulo vem vivendo, desde a segunda metade do séc. XX, um fenômeno conhecido como espraiamento urbano, ou seja, um crescimento urbano desconcentrado e que deixa vazios dentro da mancha urbana (NADALIN; IGLIORI, 2015). Na região, esse fenômeno tem sido caracterizado por um aumento significativo da população em áreas periféricas, como na região da Represa Guarapiranga (municípios de São Paulo, Itapeverica da Serra, Embu e Embu-Guaçu) onde a população dobrou entre os anos de 1980 e 1995 (GROSTEIN, 2001). Os loteamentos irregulares e clandestinos que atraem a população de baixa renda pelo baixo custo frequentemente são desprovidos de infraestruturas básicas como escolas, universidades, parques e hospitais, o que limita o acesso dessa população e aumenta o deslocamento pendular em direção a esses serviços (NADALIN; IGLIORI, 2015).

A necessidade de viagens diárias da população dentro do contínuo de municípios faz com que a mobilidade na RMSP seja um problema (SCARINGELLA, 2001). Estima-se que, na região, sejam feitas mais de 43 milhões viagens por dia e que, devido às longas distâncias, a maior parte delas sejam realizadas por veículos motorizados (METRÔ, 2013).

Dentre os veículos motorizados utilizados, destacam-se o veículo particular e o veículo de transporte coletivo. Os veículos particulares somam mais de 5 milhões e são os principais causadores dos altos índices de congestionamentos, que têm média de 300 km por dia na região (CETESB, 2015b; SISTEMA FIRJAN, 2014). Já o modal de transporte coletivo é composto majoritariamente por ônibus, dos quais mais de 96% são movidos a diesel (LEAL et al., 2016).

Devido à carência de linhas e faixas exclusivas em muitas vias da RMSP, estima-se que o tempo gasto em uma viagem utilizando o transporte coletivo é o dobro do tempo gasto em uma viagem utilizando um veículo individual (METRÔ, 2008; ROLNIK; KLINTOWITZ, 2011). Uma consequência dessa discrepância é a preferência por parte da população de maior poder aquisitivo pelo veículo particular, que representa 44,7% das viagens realizadas (METRÔ, 2008). A população de baixa renda fica sujeita às viagens mais longas e ao modal de transporte mais lento sendo a mais exposta aos poluentes lançados pelos escapamentos dos veículos.

Embora existam algumas variáveis que podem influenciar o volume de poluentes atmosféricos emitidos por um veículo, como a escolha do combustível e os hábitos do motorista, existem métodos que permitem a estimativa da emissão oriunda da frota que circula em uma região (MAYER, 1999; MMA, 2011). Na Região Metropolitana de São Paulo, essas estimativas indicam que as emissões veiculares correspondem (em relação às emissões totais) a 97% das emissões de CO, 68% das emissões de NO<sub>x</sub>, 40% das emissões de MP e 22% das emissões de SO<sub>x</sub> (CETESB, 2016b) (Tabela 1).

**Tabela 1 – Frota e emissões veiculares na Região Metropolitana de São Paulo.**

| Categoria        | Combustível      | Emissão (em 1000 t/ano) e porcentagem em relação a emissão total |       |                 |       |      |      |                 |       |
|------------------|------------------|--|-------|-----------------|-------|------|------|-----------------|-------|
|                  |                  | CO   |       | NO <sub>x</sub> |       | MP   |      | SO <sub>x</sub> |       |
|                  |                  | t  | %     | t               | %     | t    | %    | t               | %     |
| Automóveis       | Gasolina C       | 72,26  | 43,86 | 9,06            | 12,73 | 0,04 | 0,97 | 1,34            | 13,66 |
|                  | Etanol Hidratado | 13,61  | 8,26  | 1,09            | 1,53  | nd   | nd   | nd              | nd    |
|                  | Flex - Gasolina  | 7,89   | 4,79  | 0,84            | 1,18  | 0,02 | 0,41 | 0,64            | 6,48  |
|                  | Flex - Etanol    | 8,34   | 5,06  | 0,75            | 1,05  | nd   | nd   | nd              | nd    |
| Comerciais Leves | Gasolina C       | 11,90  | 7,22  | 1,19            | 1,67  | 0,01 | 0,18 | 0,29            | 2,92  |
|                  | Etanol Hidratado | 0,89   | 0,54  | 0,08            | 0,11  | nd   | nd   | nd              | nd    |
|                  | Flex - Gasolina  | 1,04   | 0,63  | 0,13            | 0,19  | 0,00 | 0,06 | 0,12            | 1,2   |
|                  | Flex - Etanol    | 1,42   | 0,86  | 0,14            | 0,2   | nd   | nd   | nd              | nd    |
|                  | Diesel           | 1,09   | 0,66  | 4,57            | 6,41  | 0,19 | 4,86 | 0,20            | 2,03  |
| Caminhões        | Semi-leves       | 0,23   | 0,14  | 1,28            | 1,79  | 0,06 | 1,52 | 0,07            | 0,75  |
|                  | Leves            | 1,00   | 0,61  | 5,67            | 7,96  | 0,23 | 6,09 | 0,37            | 3,73  |
|                  | Médios           | 0,67   | 0,41  | 3,86            | 5,42  | 0,19 | 4,85 | 0,21            | 2,17  |
|                  | Semipesados      | 0,87   | 0,53  | 4,91            | 6,9   | 0,14 | 3,72 | 0,39            | 3,98  |
|                  | Pesados          | 0,77   | 0,47  | 4,83            | 6,78  | 0,14 | 3,73 | 0,39            | 4,02  |
| Ônibus           | Urbano           | 2,58   | 1,56  | 13,49           | 18,95 | 0,41 | 10,5 | 0,01            | 0,12  |
|                  | Micro-ônibus     | 0,18   | 0,11  | 0,97            | 1,36  | 0,03 | 0,65 | 0,00            | 0,01  |
|                  | Rodoviário       | 0,29   | 0,17  | 1,81            | 2,55  | 0,03 | 0,68 | 0,07            | 0,71  |
| Motocicletas     | Gasolina C       | 35,07  | 21,28 | 1,06            | 1,48  | 0,07 | 1,73 | 0,12            | 1,23  |
|                  | Flex - Gasolina  | 0,34   | 0,21  | 0,02            | 0,03  | 0,00 | 0,05 | 0,01            | 0,07  |
|                  | Flex - Etanol    | 0,12   | 0,07  | 0,01            | 0,02  | nd   | nd   | nd              | nd    |

nd – Informação não disponível

Fonte: Elaborada pela autora com base no Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo em 2015 (CETESB, 2016b).

Em termos globais, desde a década de 1960, os automóveis já foram notados como potenciais causadores de poluição atmosférica em grandes centros urbanos. A primeira legislação impondo medidas específicas para as emissões automotivas foi



estabelecida em 1961 (e implementada a partir de 1963) na Califórnia (EUA) e instituiu a obrigatoriedade de sistema de controle de emissão de hidrocarbonetos gerados no cárter do motor (MENDES, 2004). Alguns anos depois, em 1966, também na Califórnia foi estabelecida a primeira legislação impondo limites de emissão para gases no escapamento dos veículos (MENDES, 2004). Nas décadas seguintes, tanto o Brasil quanto outros países seguiram a tendência do estado norte-americano e passaram a implementar medidas de controle para as emissões veiculares.

Em um primeiro momento, as medidas brasileiras foram de caráter essencialmente qualitativo, visando especialmente o aperfeiçoamento dos combustíveis e dos veículos para que eles emitissem menores quantidades de poluentes (MENDES, 2004). Dentre as medidas impostas por legislações federais, estaduais ou municipais, destaca-se o Programa Nacional do Álcool (PROALCOOL), criado em 1975 pelo Governo Federal, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), também criado pelo Governo Federal no ano de 1986 e o Programa de Inspeção Veicular adotado pelo município de São Paulo entre os anos de 2008 e 2013 (CONAMA, 1986; CONTROLAR, 2017; NITSCH, 1991).

Apesar das medidas qualitativas, o grande aumento da frota ao longo dos anos fez necessária a adoção de medidas restritivas, como o rodízio de veículos (instituído na cidade de São Paulo em 1996) e a restrição ao estacionamento em determinadas regiões; ambas objetivando a redução da quantidade de veículos em circulação e o favorecimento ao uso do transporte coletivo (MENDES, 2004). Dentre essas medidas, o rodízio de veículos, especificamente, tende a ser alvo de diversas críticas (CHEN, 2012; SCARINGELLA, 2001). Chen (2012) verificou que a implementação do rodízio na cidade de São Paulo trouxe aumento na compra de automóveis e motocicletas. Adicionalmente, estudos realizados sobre um programa semelhante na Cidade do México indicam que, embora o rodízio de veículos tenha tido resultados positivos em um primeiro momento, em médio prazo, a população passou a adquirir veículos adicionais (em geral mais velhos e poluidores), comprometendo os resultados do programa (MARGULIS, 1992).

### 3.8 PROCONVE

Das políticas públicas nacionais que visam à redução da emissão veicular, a mais duradoura e que tem alcançado resultados incontestáveis em termos de redução das emissões nos centros metropolitanos é o PROCONVE (CETESB, 2016b; SZWARCFITER; MENDES; LA ROVERE, 2005). Esse programa foi instituído pela Resolução CONAMA nº 18 de 1986 e possui cinco objetivos principais:

1. Redução dos níveis de emissão de poluentes por veículos automotores;
2. Promoção do desenvolvimento tecnológico nacional (na engenharia automobilística e em métodos e equipamentos para ensaios de emissões);
3. Criação de programas de inspeção e manutenção para veículos automotores;
4. Promoção da melhoria das características técnicas dos combustíveis líquidos;
5. Promoção da conscientização da população com relação à poluição do ar por veículos automotores.

Os cinco objetivos supracitados podem ser amarrados no macro objetivo de garantir o atendimento aos Padrões de Qualidade do Ar nos centros urbanos. Tanto a promoção do desenvolvimento tecnológico nacional, quanto a promoção da melhoria das características técnicas dos combustíveis líquidos culminam em veículos menos poluentes com níveis de emissões reduzidos. Os programas de inspeção e manutenção para veículos adicionam a fiscalização, que é essencial para que o desenvolvimento e as melhorias sejam, de fato, implementadas. Por fim, a conscientização da população acrescenta ao sistema a mudança de comportamento e a cobrança para seu pleno funcionamento.

De maneira análoga ao programa Euro existente nos países da União Europeia, a implementação do PROCONVE se dá por meio de fases que são instituídas por instrumentos legais em intervalos. Dentre várias especificações mecânicas, a cada nova fase do programa são estipulados limites progressivos para a emissão de poluentes (Quadros 4 e 5). Tais limites são impostos dividindo os veículos automotores em dois grupos: os veículos leves e os pesados. Veículos leves são os automóveis, utilitários, caminhonetes e camionetas com peso bruto total inferior ou igual a 3.500kg; e os veículos pesados são ônibus, micro-ônibus, caminhões,

caminhões-trator, tratores de rodas, tratores misto, chassi-plataforma, motores-casa, reboques ou semirreboques e suas combinações.

**Quadro 4 – Período e características das fases L1 a L6 do PROCONVE para veículos leves.**

| Fase | Resolução CONAMA | Período  | CO (g/km) | NO <sub>x</sub> (g/km)                   | MP (g/km)     |
|------|------------------|--|-----------|--|---------------|
| L1   | 18/86            | 1989 – 1991  | 24        | 2  | Não se aplica |
| L2   | 18/86            | 1992 – 1996  | 12        | 1,4                                      | Não se aplica |
| L3   | 15/95 e 315/02   | 1997 – 2004  | 2         | 0,6                                      | 0,05          |
| L4   | 315/02           | 2005 (40%); 2006 (70%);<br>2007(100%)<br>-<br>2008   | 2         | 0,25 (ciclo Otto)<br>0,60 (ciclo Diesel) | 0,05          |
| L5   | 315/02 e 415/09  | 2009 – 2013  | 2         | 0,12 (ciclo Otto)<br>0,25 (ciclo Diesel) | 0,05          |
| L6   | 415/09           | 2013 (ciclo Diesel); 2014 (ciclo Otto)<br>-<br>Atual | 1,3       | 0,08                                     | 0,025         |

Fonte: Relatório de Emissões Veiculares no estado de São Paulo no ano de 2015 (CETESB, 2016b). Adaptado pela autora.

**Quadro 5 – Ano de implementação e características das fases P1 a P7 para veículos pesados.**

| Fase | Resolução CONAMA          | Ano de implementação  | CO g/kWh | NO <sub>x</sub> g/kWh | MP g/kWh                               |
|------|---------------------------|---|----------|-----------------------|--|
| P1   | 18/86                     | 1987 (ônibus urbanos); 1989 (todos os veículos)   | -        | -                     | -                                      |
| P2   | 08/93                     | 1994 (80% da comercialização)   | 11,2     | 14,4                  | Não se aplica                          |
| P3   |                           | 1994 (80% dos ônibus urbanos); 1996 (80% da comercialização)                            | 4,9      | 9                     | 0,7 (motores até 85 kW) e 0,4          |
| P4   | 08/93<br>226/79<br>315/02 | 1998 (80% dos ônibus urbanos); 2000 (80% dos demais veículos); 2002 (todos os veículos) | 4        | 7                     | Entre 0,13 e 0,2 (dependendo do motor) |
| P5   | 315/02                    | 2004(ônibus urbanos); 2005 (micro-ônibus e 40% dos demais)                              | 2,1      | 5                     | Entre 0,13 e 0,2 (dependendo do motor) |
| P6   | 315/02                    | 2009  | 1,5      | 3,5                   | 0,02                                   |
| P7   | 403/08                    | 2012  | 1,5      | 2                     | 0,02                                   |

Fonte: Relatório de Emissões Veiculares no estado de São Paulo no ano de 2015 (CETESB, 2016b). Adaptado pela autora.

Embora a evolução tecnológica promovida pelo avanço do PROCONVE possa ser considerada fundamental para a redução das emissões de poluentes na Região Metropolitana de São Paulo, diversos estudos apontam obstáculos para que se alcance um êxito ainda maior. De acordo com esses estudos, os principais obstáculos

enfrentados pelo programa são: o aumento da frota, o uso intensivo de veículos para o transporte individual e o excesso de veículos antigos em circulação (CETESB, 2016b; MENDES, 2004).

### 3.9 PROCONVE *versus* o envelhecimento da frota

Todos os veículos leves atualmente produzidos no Brasil devem estar de acordo com as especificações da fase L6 do PROCONVE e os pesados de acordo com a fase P7. No entanto, nem toda a frota circulante na Região Metropolitana de São Paulo é composta por veículos novos que têm as emissões dentro desses padrões mais restritos (CETESB, 2015a) (Tabela 2). Estima-se que, em 2014, a RMSP contava com 5 milhões de veículos com mais de 10 anos e que a idade média da frota circulante era de 8 anos para veículos leves e de 11 anos para veículos pesados, médias condizentes com as fases L4 e P5 do PROCONVE (CETESB, 2015a).

**Tabela 2 – Composição e idade da frota circulante na RMSP.**

| <b>Veículo</b>  | <b>Combustível</b> | <b>Frota na RMSP (2013)</b> | <b>Idade média da frota (anos)</b> |
|-----------------|--------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Automóveis      | Gasolina C         | 2.153.300                   | 9                                  |
|                 | Etanol Hidratado   | 154.896                     |                                    |
|                 | Flex               | 2.805.086                   |                                    |
| Comerciais leve | Gasolina C         | 392.355                     | 7                                  |
|                 | Etanol Hidratado   | 14.224                      |                                    |
|                 | Flex               | 343.380                     |                                    |
|                 | Diesel             | 151.622                     |                                    |
| Caminhões       | Semileves          | 16.545                      | 11                                 |
|                 | Leves              | 46.172                      |                                    |
|                 | Médio              | 29.021                      |                                    |
|                 | Semipesados        | 39.999                      |                                    |
|                 | Pesados            | 39.616                      |                                    |
| Ônibus          | Urbano             | 33.638                      | 11                                 |
|                 | Micro-ônibus       | 7.541                       |                                    |
|                 | Rodoviário         | 14.791                      |                                    |

Fonte: Relatório de Emissões Veiculares no estado de São Paulo no ano de 2014 (CETESB, 2015a). Adaptado pela autora.

O impacto da frota mais antiga na qualidade do ar fica evidente diante dos dados apresentados pelo Relatório de Emissões Veiculares de 2015 da CETESB. O relatório constata que, do total de emissões atmosféricas oriundas de veículos leves

no estado de São Paulo, 13% provêm de veículos anteriores ao PROCONVE, 7% de veículos produzidos na fase L1, 19% de veículos produzidos na fase L2, 27% de veículos da fase L3, 12% da fase L4, 21% da fase L5 e apenas 2% é oriunda de veículos produzidos de acordo com os padrões estipulados na fase L6 (CETESB, 2016b).

O entrave que o envelhecimento da frota representa para programas de controle de emissões veiculares não é relatado apenas no Brasil. A política adotada nos anos 1960 na Califórnia também se deparou com o problema e, para contornar a situação, o estado implementou um Programa de Aposentadoria de Veículos que incentiva financeiramente a troca de veículos muito antigos por veículos mais novos ou pelo uso de um modal de transporte menos poluente (CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2016).

## 4 MÉTODOS

Por se propor a fazer uma AIS do PROCONVE, o presente trabalho é orientado pelas seis etapas que estruturam uma AIS (BHATIA, 2011).

Nesta seção, serão detalhadas as três primeiras etapas: *Screening*, Escopo e Análise dos dados. As Recomendações, a Comunicação e sugestão de uma Estrutura de Monitoramento aparecerão ao longo da discussão desta dissertação.

### 4.1 *Screening*

Para investigação da necessidade de se realizar uma avaliação do impacto do PROCONVE na saúde pública, utilizou-se a matriz desenvolvida por Stapleton e Cheney (2004) (Quadro 6). Após o preenchimento da matriz, contou-se o número de respostas a favor e o número de respostas contra a realização da AIS. A realização das demais etapas deste trabalho foram tidas como dependentes de um número superior de respostas a favor da avaliação.

**Quadro 6 – Matriz desenvolvida por Stapleton e Cheney (2004) traduzida e adaptada para a validação da pertinência da realização de uma AIS sobre o PROCONVE.**

| Respostas a favor da AIS |  | Respostas contra a AIS |
|--------------------------|--|------------------------|
| <b>IMPACTOS À SAÚDE</b>  |  |                        |
| Sim ( )                  | A iniciativa afeta diretamente a saúde?  | Não ( )                |
| Sim ( )                  | A iniciativa afeta indiretamente a saúde?  | Não ( )                |
| Sim ( )                  | Há algum impacto à saúde potencialmente negativo que atualmente desconhecemos?   | Não ( )                |
| Sim ( )                  | É preciso uma investigação mais aprofundada devido à necessidade de mais informações sobre os potenciais impactos à saúde?   | Não ( )                |
| Não ( )                  | Os potenciais impactos à saúde são conhecidos e simples para sugerir formas eficazes em que os efeitos benéficos são maximizados e os efeitos nocivos minimizados? | Sim ( )                |
| Não ( )                  | Os potenciais impactos à saúde são considerados baixos?  | Sim ( )                |
| <b>COMUNIDADE</b>        |  |                        |
| Sim ( )                  | A população é afetada devido à ampla iniciativa?   | Não ( )                |
| Sim ( )                  | Há algum grupo socialmente excluído, vulnerável ou desfavorecido que possa ser afetado?  | Não ( )                |

|                    |   |         |
|--------------------|---|---------|
| Sim ( )            | Há alguma preocupação da comunidade sobre os potenciais impactos à saúde?     | Não ( ) |
| <b>INICIATIVA</b>  |   |         |
| Sim ( )            | O tamanho da iniciativa é extenso?  | Não ( ) |
| Sim ( )            | O custo da iniciativa é elevado?  | Não ( ) |
| Sim ( )            | A natureza da extensão da perturbação sobre a população afetada é grande?     | Não ( ) |
| <b>ORGANIZAÇÃO</b> |   |         |
| Sim ( )            | É uma iniciativa de alta prioridade importante para a organização/associação? | Não ( ) |
| Sim ( )            | Existe possibilidade para modificar a proposta?                               | Não ( ) |

Fonte: Stapleton e Chaney (2004). Traduzido e adaptado pela autora.

## 4.2 Escopo

Devido a maior disponibilidade de dados e a grande participação dos veículos automotores no total de poluentes emitidos para a atmosfera, neste trabalho, a AIS do PROCONVE foi limitada à Região Metropolitana de São Paulo.

Em relação aos desfechos a saúde, como será descrito adiante, optou-se pela análise apenas da mortalidade relacionada a poluição atmosférica, descartando-se informações de morbidade. A avaliação contemplou toda a população residente na região (não se limitando apenas aos grupos de risco).

## 4.3 Análise dos dados

Os métodos adotados para a análise de dados estão descritos em três partes. Primeiramente, são descritos os métodos envolvidos na avaliação do impacto que o PROCONVE teve, desde a sua implementação, na saúde da população da Região Metropolitana de São Paulo (4.3.1). Em um segundo momento, são detalhados os métodos utilizados para estimar a melhora na qualidade do ar advinda de uma possível renovação da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE (4.3.2). Por fim, são descritos os métodos utilizados para quantificar e valorar o impacto na saúde pública devido à frota em desacordo com as fases mais recentes do programa nos anos 2014 e 2015 (4.3.3).

Todos os dados utilizados nesse trabalho são de origem secundária, provenientes de bancos de dados públicos, conforme descrito adiante.

#### 4.3.1 Avaliação do impacto do PROCONVE na saúde da população da RMSP

Como o PROCONVE foi implementado em 1986, foi realizada uma análise histórica da qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo a partir do ano anterior à sua implementação (1985). Como fonte de dados, foram analisados os relatórios de qualidade do ar no estado de São Paulo divulgados pela CETESB para os anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015. Verificou-se que, ao longo dos anos, os poluentes monitorados e os respectivos métodos de monitoramento variaram. Para garantir a comparabilidade, as partículas inaláveis (MP<sub>10</sub>) foram selecionadas como poluentes de estudo, porque, além de ser apresentado nos sete relatórios analisados, este poluente teve o método de medição de concentração na atmosfera mantido, sendo sempre aferida por monitor beta. Como, no período, as concentrações de partículas inaláveis foram mensuradas por mais de uma estação de monitoramento, a qualidade do ar na região foi dada como a mediana das concentrações médias de cada estação em cada ano.

Nos mesmos relatórios em que são descritas as concentrações médias anuais do poluente na atmosfera, a CETESB se utiliza da análise de modelo receptor para estimar a contribuição de cada fonte de emissão para a qualidade do ar (Equação 1). A análise de modelo receptor parte da identificação da composição do MP medido no receptor e, por meio da comparação com a composição do MP emitido pelas diferentes fontes, estima a contribuição de cada uma das fontes para qualidade do ar observada (TRINDADE, 2009). Embora esse tipo de modelo possua limitações por não considerar variáveis meteorológicas e depender da estabilidade do poluente, ele é bastante indicado para regiões com inventário de fontes de emissões pouco consolidado e que possuem diversas fontes de emissões (TRINDADE, 2009).

$$x_i = \sum_{p=1}^p f_{ip} g_{ip} \quad (1)$$

Onde:

$x_{ij}$  = Concentração do poluente  $i$  na amostra (medida na estação de monitoramento)



$f_{ip}$  = Concentração do poluente  $i$  emitida pelo perfil de fonte  $p$

$g_{ip}$  = Contribuição do perfil da fonte  $p$  para a concentração do poluente  $i$  na amostra

Conhecendo a contribuição das fontes móveis para a concentração de material particulado na atmosfera, foi possível separar a qualidade do ar em duas parcelas, sendo uma delas a fração correspondente às emissões oriundas de fontes móveis:

$$Q_{ar-móveis} = Q_{ar} \cdot C_{móveis} \quad (2)$$

Onde:

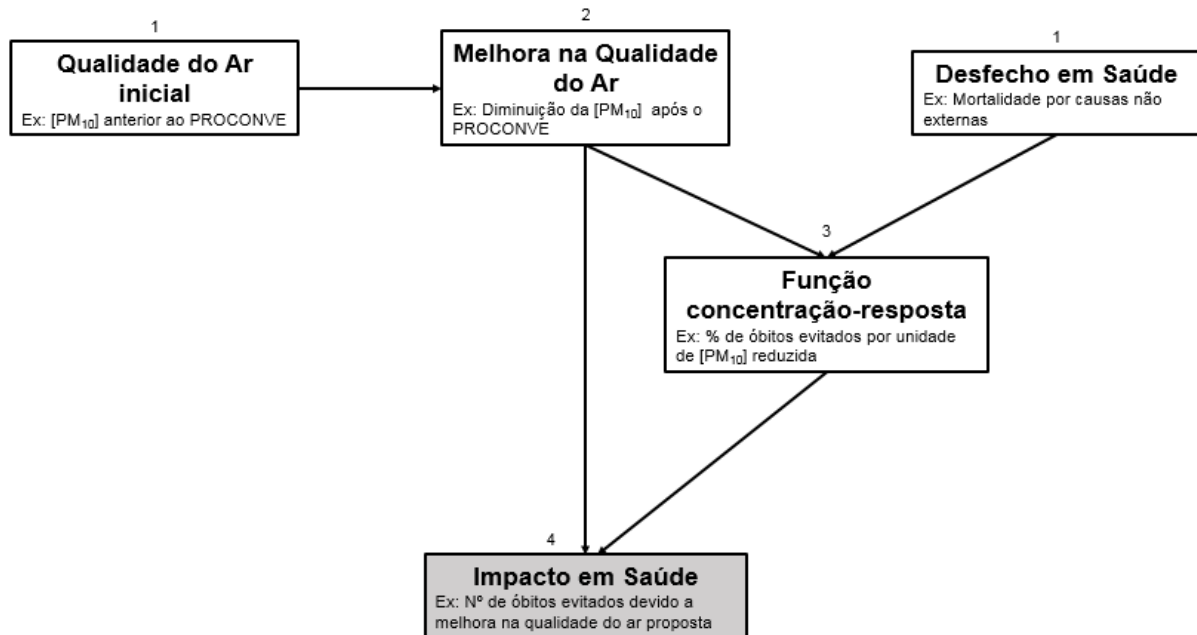
$Q_{ar-móveis}$  = Qualidade do ar correspondente a parcela de MP emitida por fontes móveis

$Q_{ar}$  = Qualidade do ar real (divulgada nos relatórios)

$C_{móveis}$  = Contribuição das fontes móveis para a concentração de MP na atmosfera (equivalente a  $g_{ip}$  e divulgada nos relatórios)

O impacto do PROCONVE na qualidade do ar foi definido como a diferença entre  $Q_{ar-móveis}$  de 1985 (antes da implementação do programa) e a  $Q_{ar-móveis}$  de 2015 (29 anos após a implementação do programa). A análise da  $Q_{ar-móveis}$  nos anos intermediários permitiu o conhecimento de como se deu a evolução do PROCONVE a cada quinquênio.

O impacto em saúde pública decorrente da alteração da qualidade do ar no período foi caracterizado pelo número de óbitos por causas não externas que foram evitados. Para a análise de impacto, utilizou-se uma adaptação do modelo desenvolvido pelo projeto Aphekom (Esquema 3) (PASCAL et al., 2011). Esse modelo é baseado em estudos epidemiológicos que relacionam a exposição a determinadas concentrações de poluentes à morbidade e à mortalidade e é frequentemente utilizado para simular o impacto em saúde de cenários de redução das concentrações de poluentes na atmosfera. Neste trabalho, ao invés de uma simulação, o modelo foi utilizado considerando uma redução real na concentração do poluente que pode ser atribuída à redução das emissões veiculares. Apesar de ter sido criado no contexto europeu, o modelo tem sido utilizado internacionalmente, inclusive no município de São Paulo (ABE; MIRAGLIA, 2016).



Fonte: PASCAL et al., 2011. Traduzido e adaptado pela autora.

**Esquema 3 – Esquema do método Aphekom e suas etapas.** 1) Levantamento da Qualidade do Ar e do Desfecho em Saúde a ser analisado; 2) Definição da melhora da qualidade do ar que será investigada; 3) Levantamento da função concentração resposta, considerando a melhora na qualidade do ar e o desfecho em saúde; 4) Estimativa do Impacto na saúde.

A descrição matemática do modelo Aphekom é:

$$\Delta y = y_o (1 - e^{-\beta \Delta x}) \quad (3)$$

Onde:

$\Delta y$  = Número de óbitos por causas não externas evitados no cenário simulado de melhora na qualidade do ar (neste trabalho, ao invés de simular um cenário, considerou-se a redução real nas concentrações de MP entre 1985 e 2015)

$y_o$  = Número de óbitos por causas não externas → Obtido na plataforma DATASUS para o ano de 1985 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018)

$\beta$  = Coeficiente da concentração resposta → Para a análise em questão, o valor de  $\beta$  recomendado pelo modelo é de 0,00039 (PASCAL et al., 2011)

$\Delta x$  = Melhora na qualidade do ar →  $Q_{ar-móveis}$  de 1985 -  $Q_{ar-móveis}$  de 2015

#### 4.3.2 Estimativa da melhora na qualidade do ar advinda de uma possível renovação da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE

Para se estimar a melhora da qualidade do ar advinda da renovação de parte da frota, primeiramente, foi necessária a estimativa da carga de poluente emitida por veículos, segregando a carga proveniente de veículos que estão de acordo com os padrões atuais do PROCONVE daqueles que não estão. Em um segundo momento, essa estimativa foi refeita simulando um cenário hipotético no qual apenas veículos dentro dos padrões atuais de emissão estivessem em circulação. Por fim, a qualidade do ar no cenário hipotético teve que ser estimada para que a comparação entre os dois cenários fornecesse a melhora que a renovação da frota traria para a qualidade do ar.

Para melhor compreensão, os métodos envolvidos nas etapas supracitadas estão estruturados nos tópicos a seguir.

#### **4.3.2.1 Levantamento das emissões veiculares na RMSP nos anos de 2014 e 2015**

O levantamento das emissões veiculares na Região Metropolitana de São Paulo foi feito para o poluente material particulado (MP) seguindo o método *bottom-up* e considerando separadamente os anos de 2014 e 2015 (MMA, 2011). Por não possuir a granularidade que permite análises em grids de pequena escala, o método desenvolvido em conjunto pelo Ministério do Meio Ambiente e CETESB diferencia-se ligeiramente de outros que recebem o mesmo nome e são utilizados ao redor do mundo. Para este trabalho, sua relevância consiste em permitir a mensuração das emissões veiculares para cada tipo de veículo e ano de fabricação (Equação 4; Esquema 4).

$$E_{x;k,w} = Fr_{k,w} \cdot Iu_{k,w} \cdot Fe_{x;k,w} \quad (4)$$

Onde:

$E_{x;k,w}$  : Emissão do poluente  $x$  pela frota do veículo  $k$  fabricada no ano  $w$  (g/ano);

$Fr_{k,w}$  : Frota do veículo  $k$  fabricado no ano  $w$ ;

$Iu_{k,w}$  : Intensidade média de uso do veículo  $k$  fabricado no ano  $w$  (km/ano);

$Fe_x$  : Fator de emissão do veículo  $k$  fabricado no ano  $w$  para o poluente  $x$  (g/km).

A frota circulante na RMSP em cada ano ( $Fr_{k,w}$ ) foi obtida junto à Cetesb, que utiliza método próprio de estimativa com base na submissão do número de veículos vendidos nos 40 anos anteriores a uma curva de sucateamento (CETESB, 2015a). O cálculo desconsidera dados de registros de órgãos oficiais, pois parte da premissa que uma porção significativa da frota circulante não é regulamentada (CETESB, 2015a). A aplicação da curva de sucateamento visa estimar a frota circulante excluindo os veículos que saíram de circulação após acidentes, furtos ou abandonos (CETESB, 2015a). Veículos vendidos há mais de 40 anos são excluídos por representarem uma parcela muito pequena da frota e que não alteraria significativamente os resultados de emissões (CETESB, 2013a). A estimativa de frota da Cetesb difere-se bastante de estimativas de outros órgãos, como a do DETRAN. O número total de veículos em circulação na RMSP, segundo a Cetesb é aproximadamente 7 milhões, já segundo estimativas do DETRAN-SP, só no município de São Paulo circulam mais de 8 milhões de veículos (CETESB, 2016b; DETRAN - SP, 2018).

A intensidade de uso ( $Iu_{k,w}$ ) foi obtida a partir das informações de intensidade de uso de referência disponibilizadas no relatório “Curvas de Intensidade de Uso por Tipo de Veículo Automotor da Frota da Cidade de São Paulo” (CETESB, 2013a). O relatório estimou esses valores com base na observação de hodômetros de veículos do município de São Paulo nos anos de 2010 e 2011 (CETESB, 2013a). Para melhor aderência à realidade, para automóveis, caminhões semipesados, caminhões pesados e ônibus rodoviários, as intensidades de uso de referência foram ajustadas ao consumo de combustível rodoviário observado no estado (CETESB, 2015a):

$$I_u \text{ ajustada} = I_u \text{ referência} \cdot \frac{C \text{ observado}}{C \text{ estimado}} \quad (5)$$

Onde:

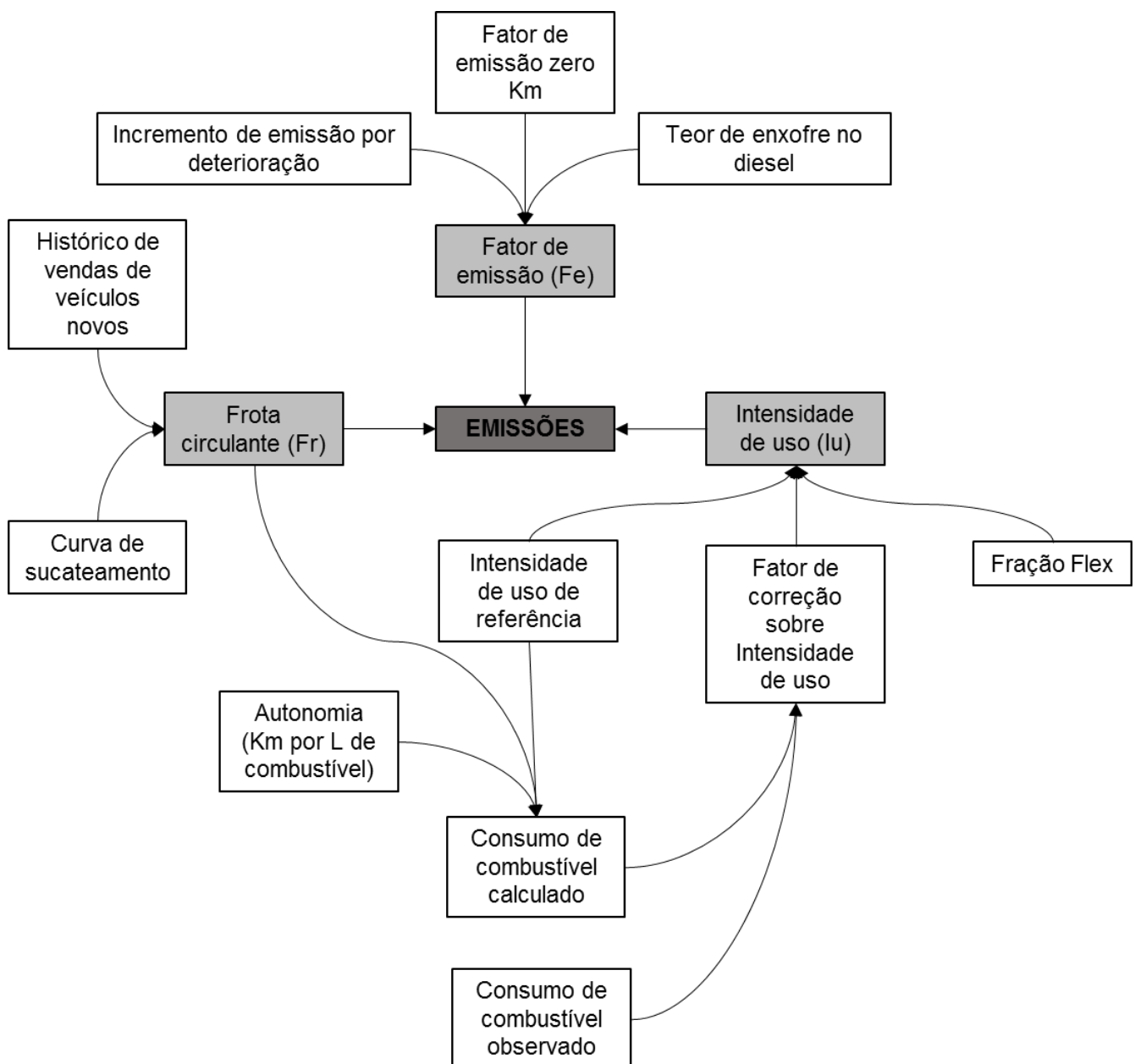
$I_u \text{ ajustada}$  : Intensidade de uso anual ajustada do tipo de veículo ( $km/ano$ )

$I_u \text{ referência}$ : Intensidade de uso anual do tipo de veículo ( $km/ano$ )

$C \text{ observado}$ : Consumo de combustível anual total apresentado pelos relatórios da ANP ( $L/ano$ )

$C \text{ estimado}$  : Consumo anual total de combustível (de todas as categorias de veículos), estimado a partir dos valores de intensidade de uso de referência e autonomia dos veículos apresentados pela Cetesb ( $L/ano$ )

O fator de emissão de material particulado de cada tipo de veículo e ano de fabricação ( $Fe_{MP}$ ) é divulgado pela Cetesb com base em informações de ensaios laboratoriais das fabricantes (CETESB, 2015a). Como o fator de emissão difere de acordo com o combustível utilizado (gasolina ou etanol), para veículos *flex* o fator de emissão de cada combustível foi ponderado pela fração *flex*, ou seja, pela fração que representa o quanto cada combustível foi escolhido ao longo do ano em função do seu preço (GOLDEMBERG; NIGRO; COELHO, 2008).



Fonte: 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários (MMA, 2011). Adaptado pela autora.

**Esquema 4 – Metodologia *bottom-up* adotada para estimar as emissões veiculares.**

Os resultados finais de emissão para cada categoria de veículo foram confrontados com os resultados divulgados anualmente em relatórios pela Cetesb.

#### **4.3.2.2 Estimativa das emissões veiculares em cenários hipotéticos**

Para estimar as emissões veiculares em cenários nos quais as frotas da RMSP dos anos de 2014 e 2015 fossem compostas apenas por veículos em acordo com as fases L6 e P7 do PROCONVE, manteve-se a utilização da equação 4 e dos respectivos valores de  $Fr$  e  $Iu$ . Os fatores de emissão ( $Fe$ ) dos veículos leves anteriores a 2013 e dos veículos pesados anteriores a 2012, por sua vez, foram atualizados de maneira a respeitar os padrões estipulados pelas fases L6 (2013) e P7 (2012) do PROCONVE.

#### **4.3.2.3 Estimativa da qualidade do ar nos cenários hipotéticos**

Existem diversos modelos de dispersão de poluentes que utilizam informações das fontes de emissão e dados meteorológicos para estimar a qualidade do ar de uma determinada região (TRINDADE, 2009). No entanto, tais modelos são especialmente desenvolvidos para se entender a dispersão de poluentes emitidos por fontes fixas, na qual o ponto de origem da emissão é identificado e, a partir dele, a combinação entre a movimentação por gradiente e as condições meteorológicas definem as concentrações do poluente em determinados pontos (MOREIRA; TIRABASSI, 2004).

Como nesta pesquisa não se pretendeu o aprofundamento sobre a dispersão das emissões oriundas de fontes móveis na Região Metropolitana de São Paulo, para a determinação da qualidade do ar em cenários hipotéticos, utilizou-se o raciocínio apresentado a seguir. Ressalvas a este método podem ser encontradas na discussão da presente dissertação.

A partir das contribuições de cada fonte para a qualidade do ar ( $Q_{ar}$ ), que são fornecidas pela Cetesb conforme descrito no tópico 4.3.1, foi possível decompor a  $Q_{ar}$  medida efetivamente nos anos de 2014 e 2015 em dois componentes ( $Q_{ar-móveis}$  e  $Q_{ar-outras}$ ):

$$Q_{ar-móveis} = Q_{ar} \cdot C_{móveis} \quad (6)$$

$$Q_{ar-outras} = Q_{ar} \cdot C_{outras} \quad (7)$$

Sendo que:

$$Q_{ar} = Q_{ar-móveis} + Q_{ar-outras} \quad (8)$$

Onde:

$Q_{ar}$  = Concentração do poluente na atmosfera (determinada como a mediana das concentrações médias aferidas pelas estações de monitoramento)

$Q_{ar-móveis}$  = Concentração do poluente na atmosfera decorrente de fontes móveis de emissão

$Q_{ar-outras}$  = Concentração do poluente na atmosfera decorrente de outras fontes de emissão (por exemplo: fontes fixas e poluentes ressuspensos)

$C_{móveis}$  = Contribuição das fontes móveis para a concentração do poluente na atmosfera

$C_{outras}$  = Contribuição das fontes não móveis para a concentração do poluente na atmosfera

Determinou-se que a contribuição de um determinado tipo de fonte ( $C_{móveis}$  ou  $C_{outras}$ ) seria equivalente ao percentual do total de poluente emitido. Assim:

$$C_{móveis} = \frac{E_{móveis}}{E_{móveis} + E_{outras}} \quad (9)$$

$$C_{outras} = \frac{E_{outras}}{E_{móveis} + E_{outras}} \quad (10)$$

Onde:

$E_{móveis}$  = Massa do poluente emitida por fontes móveis

$E_{outras}$  = Massa do poluente emitida por fontes não móveis

Como os cenários hipotéticos criados para os anos de 2014 e 2015, presumem alterações apenas na massa do poluente emitida por fontes móveis ( $E_{móveis}$ ), pode-se afirmar que  $E_{outras}$  e  $Q_{ar-outras}$  são mantidas entre os cenários. A contribuição das fontes não móveis para a concentração do poluente na atmosfera nos cenários hipotéticos foi calculada a partir de:

$$C_{outras}' = \frac{E_{outras}}{E_{móveis}' + E_{outras}} \quad (11)$$

Onde:

$C_{outras}'$  = Contribuição das fontes não móveis para a concentração do poluente na atmosfera no cenário hipotético

$E_{móveis}$  = Massa do poluente emitida por fontes móveis no cenário hipotético

$E_{outras}$  = Massa do poluente emitida por fontes não móveis

Como  $Q_{ar-outras}$  é mantida entre o cenário real e o cenário hipotético, para a determinação da qualidade do ar no cenário hipotético ( $Q_{ar}'$ ), foi possível a seguinte dedução:

$$Q_{ar-outras} = Q_{ar-outras}' \quad (12)$$

$$Q_{ar-outras} = C_{outras}' \cdot Q_{ar}' \quad (13)$$

$$Q_{ar}' = \frac{Q_{ar-outras}}{C_{outras}'} \quad (14)$$

#### **4.3.2.4 Determinação da melhora na qualidade do ar nos cenários hipotéticos em relação aos cenários reais**

A melhora na qualidade do ar ( $\Delta Q_{ar}$ ) nos cenários hipotéticos de 2014 e 2015 em relação aos cenários reais foi dada como a diferença entre a qualidade do ar observada nos respectivos anos ( $Q_{ar}$ ) e as qualidades do ar estimadas para os cenários de substituição da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE ( $Q_{ar}'$ ):

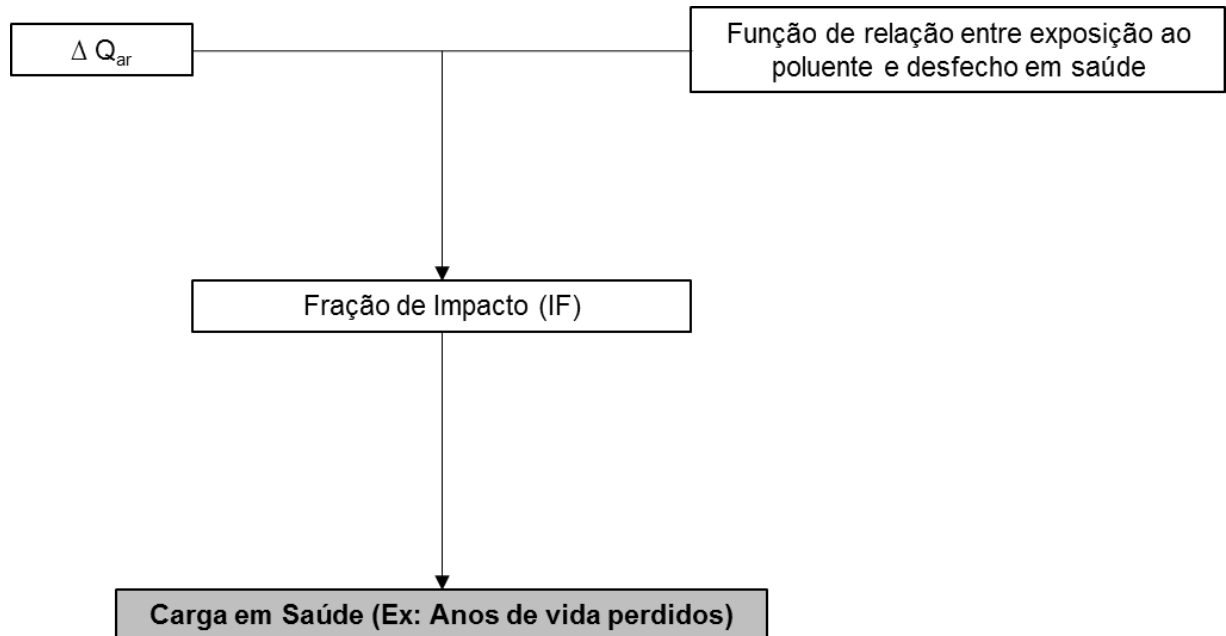
$$\Delta Q_{ar} = Q_{ar} - Q_{ar}' \quad (15)$$

#### **4.3.2.5 Avaliação do impacto na saúde pública causado pela frota em desacordo com as fases atuais do PROCONVE**

O impacto que a frota em desacordo com os padrões atuais do PROCONVE causa na saúde pública da Região Metropolitana de São Paulo foi definido como a quantidade de anos de vida que a população perdeu nos anos de 2014 e 2015 pela qualidade do ar ser  $Q_{ar}$  ao invés de  $Q_{ar}'$ . A quantificação dos anos de vida perdidos foi guiada pelo método Years of Life Lost (YLL), recomendado pela Organização



Mundial de Saúde (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2003) e cujo modelo teórico considera a idade que cada indivíduo tinha quando o óbito ocorreu e quantos anos de vida esse indivíduo ainda teria se chegasse à expectativa de vida (Esquema 5).



Fonte: Organização Mundial da Saúde (OSTRO, 2004). Traduzido e adaptado pela autora.

**Esquema 5 – Relação entre conceitos para a determinação da carga em saúde.**

A operacionalização da análise de YLL foi possível por meio de uma planilha disponibilizada pela OMS (WHO, 2018b), na qual devem ser inseridos os seguintes dados :

- Concentrações de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  às quais a população é exposta  $\rightarrow Q_{ar}$ ;
- Concentrações desejadas de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$   $\rightarrow Q_{ar}'$ ;
- População total exposta aos poluentes dividida por faixa etária  $\rightarrow$  Obtidos do Sistema Seade de Projeções Populacionais (SÃO PAULO, 2018);
- Número de óbitos por faixa etária decorrente de problemas cardiopulmonares (para população com mais de 30 anos)  $\rightarrow$  Obtidos no DATASUS (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018);
- Número de óbitos por faixa etária decorrente de problemas respiratórios (para população com menos de 5 anos)  $\rightarrow$  Obtidos no DATASUS (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018);
- Função de risco-relativo para cada desfecho em saúde, utilizada para determinar a fração de impacto (fração da população que veio ao óbito como

decorrência da exposição aos poluentes) → Sugeridas pela OMS (OSTRO, 2004) (Quadro 7).

**Quadro 7 – Funções de risco-relativo utilizadas para determinação da população impactada pela concentração de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  na atmosfera.**

| <b>Desfecho em saúde</b>  | <b>Subgrupo da população</b> | <b>Função risco relativo</b> | <b>Sugestão de <math>\beta</math></b> |
|---|------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|
| Mortalidade por causa respiratória devido a exposição ao $MP_{10}$    | Idade < 5 anos               | $RR = \exp[\beta(X - X_0)]$  | 0,00166                               |
| Mortalidade por causa cardiopulmonar devido a exposição ao $MP_{2,5}$ | Idade > 30 anos              | $RR = [(X+1)/(X_0+1)]^\beta$ | 0,15515                               |

Fonte: Ostro, 2004. Traduzido pela autora.

#### **4.3.2.6 Valoração dos anos de vida perdidos em decorrência da poluição causada pela frota em desacordo com os padrões atuais do PROCONVE**

A valoração dos anos de vida perdidos em decorrência da poluição causada pela frota em desacordo com os padrões atuais do PROCONVE foi feita para dois grupos: mortes por problemas respiratórios na população com menos de 5 anos e por problemas cardiopulmonares na população com mais de 30 anos. Para ambas as populações, foi utilizado o conceito de valor de um ano de vida (VOLY) de € 50.000 (BICKEL; FRIEDRICH, 2005).

## 5 RESULTADOS

O preenchimento da matriz desenvolvida por Stapleton e Cheney (2004) indicou o prosseguimento da realização de uma avaliação do impacto em saúde do PROCOVE com uma pontuação de 11 respostas favoráveis e 3 contrárias (Quadro 8).

**Quadro 8 – Preenchimento da matriz desenvolvida por Stapleton e Cheney (2004) traduzida e adaptada para a validação da pertinência da realização de uma AIS do PROCONVE.**

| Respostas a favor da AIS |  | Respostas contra a AIS |
|--------------------------|--|------------------------|
| <b>IMPACTOS À SAÚDE</b>  |  |                        |
| Sim (X)                  | A iniciativa afeta diretamente a saúde?  | Não ( )                |
| Sim (X)                  | A iniciativa afeta indiretamente a saúde?  | Não ( )                |
| Sim ( )                  | Há algum impacto à saúde potencialmente negativo que atualmente desconhecemos?   | Não (X)                |
| Sim (X)                  | É preciso uma investigação mais aprofundada devido à necessidade de mais informações sobre os potenciais impactos à saúde?   | Não ( )                |
| Não ( )                  | Os potenciais impactos à saúde são conhecidos e simples para sugerir formas eficazes em que os efeitos benéficos são maximizados e os efeitos nocivos minimizados? | Sim (X)                |
| Não (X)                  | Os potenciais impactos à saúde são considerados baixos?  | Sim ( )                |
| <b>COMUNIDADE</b>        |  |                        |
| Sim (X)                  | A população é afetada devido à ampla iniciativa?   | Não ( )                |
| Sim (X)                  | Há algum grupo socialmente excluído, vulnerável ou desfavorecido que possa ser afetado?  | Não ( )                |
| Sim (X)                  | Há alguma preocupação da comunidade sobre os potenciais impactos à saúde?  | Não ( )                |
| <b>INICIATIVA</b>        |  |                        |
| Sim (X)                  | O tamanho da iniciativa é extenso?   | Não ( )                |
| Sim (X)                  | O custo da iniciativa é elevado?   | Não ( )                |
| Sim (X)                  | A natureza da extensão da perturbação sobre a população afetada é grande?  | Não ( )                |
| <b>ORGANIZAÇÃO</b>       |  |                        |
| Sim (X)                  | É uma iniciativa de alta prioridade importante para a organização/associação?  | Não ( )                |
| Sim ( )                  | Existe possibilidade para modificar a proposta?  | Não (X)                |

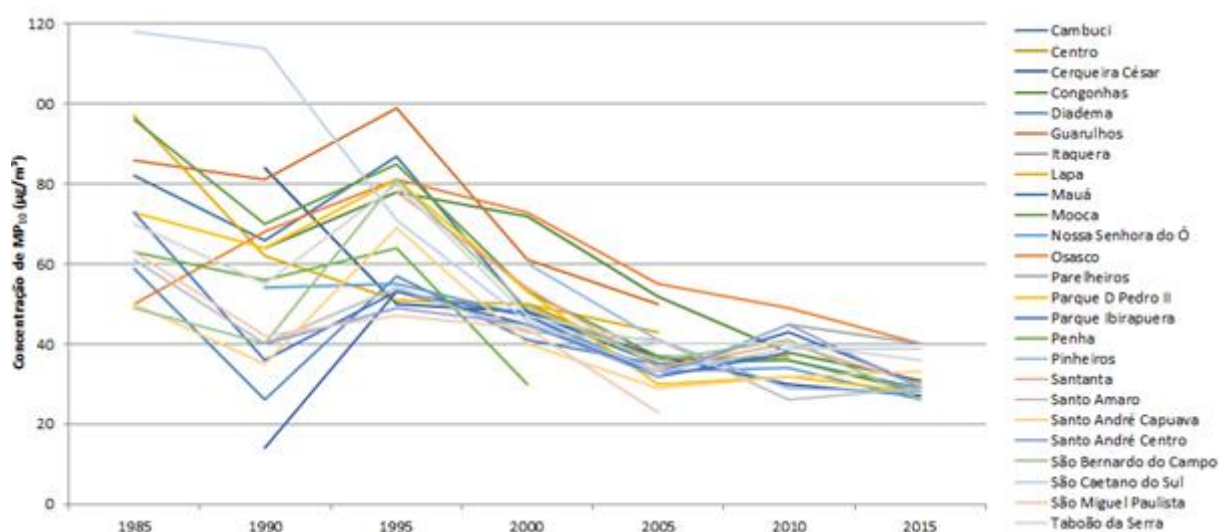
Fonte: Stapleton e Cheney (2004). Traduzido e adaptado pela autora.

Assim como os métodos, os resultados obtidos estão descritos em partes. Primeiramente, são descritos os resultados obtidos a partir da avaliação do impacto que o PROCONVE teve, desde a sua implementação, na saúde da população da

Região Metropolitana de São Paulo (5.1). Em um segundo momento, são descritos os resultados obtidos da estimativa da melhora na qualidade do ar advinda de uma possível renovação da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE (5.2). Por fim, os resultados de impacto na saúde pública decorrente da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE e sua valoração (5.3).

## 5.1 Avaliação do impacto do PROCONVE na saúde da população da RMSP

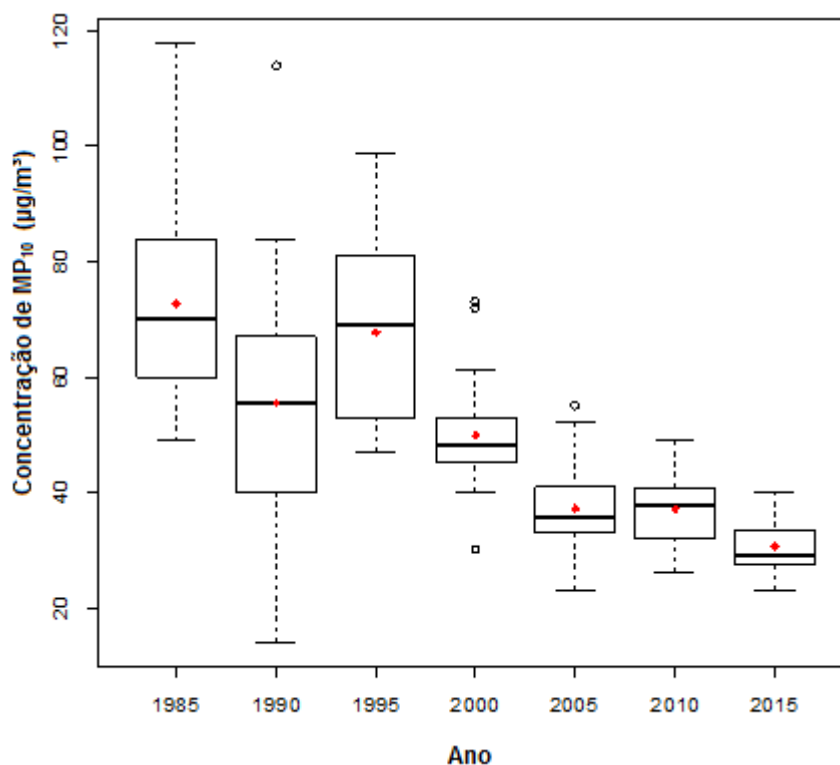
Comparando-se as medições de todas as estações de monitoramento do ano de 1985 e 2015, percebe-se uma melhora significativa da qualidade do ar (em relação ao material particulado) no período (Teste Wilcoxon,  $P < 0,00$ ). Por meio dos recortes de cinco anos, é possível notar que a queda na concentração do poluente na atmosfera aconteceu de forma gradual e consistente em todas as estações de monitoramento (Gráfico 2).



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados apresentados nos relatórios estaduais de qualidade do ar (CETESB, 1986, 1991, 1996, 2001, 2006, 2011, 2016b).

**Gráfico 2 – Concentrações médias de material particulado (MP<sub>10</sub>) entre os anos de 1985 e 2015 medidas nas estações de monitoramento da Região Metropolitana de São Paulo.**

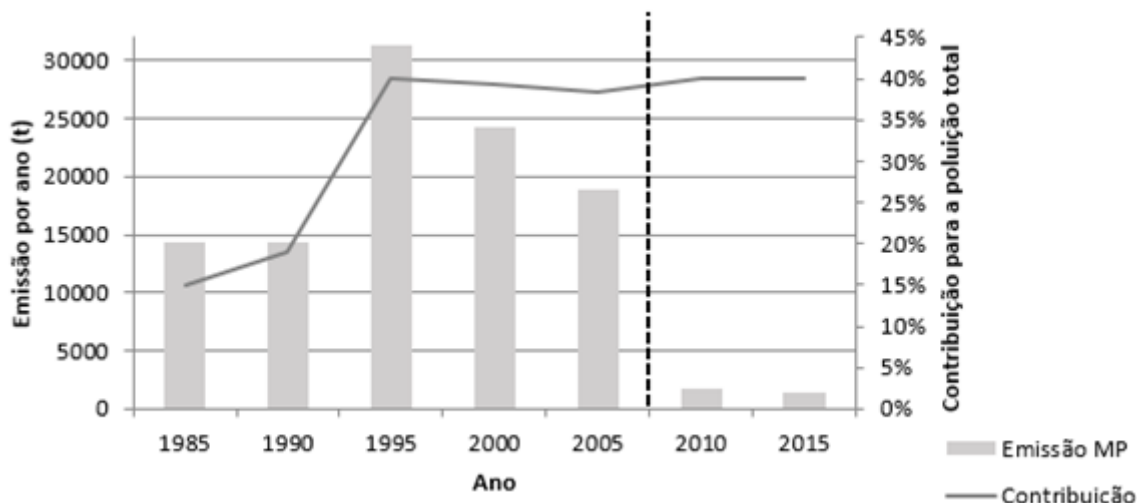
Como reflexo da melhora observada em todas as estações de monitoramento, nota-se que, entre 1985 e 2015, a concentração de MP<sub>10</sub> reduziu em 58,8%, baixando de 70 µg/m<sup>3</sup> para 29 µg/m<sup>3</sup> na região (Gráfico 3).



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados apresentados nos relatórios estaduais de qualidade do ar (CETESB, 1986, 1991, 1996, 2001, 2006, 2011, 2016b).

**Gráfico 3 – Concentrações de material particulado (MP<sub>10</sub>) na atmosfera segundo medições de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015 na Região Metropolitana de São Paulo.**

Apesar da redução da concentração de MP<sub>10</sub>, a análise histórica das emissões de material particulado por veículos revela que, em um primeiro momento (entre 1985 e 1995), houve aumento das emissões mesmo com a implementação do PROCONVE (Gráfico 4). Esse aumento das emissões foi também acompanhado pelo aumento da contribuição percentual das fontes móveis para a poluição total da região. A partir de 1995, nota-se o início do decréscimo nas emissões veiculares que segue até as estimativas do ano de 2005 (redução de 39%). Devido a uma mudança de metodologia, não se recomenda a comparação entre as estimativas de emissões anteriores a 2010 e após esse ano; no entanto, comparando-se as estimativas para 2010 e para 2015, é possível verificar que a tendência de decréscimo nas emissões continuou (redução de 14% em 5 anos). Mesmo com a mudança metodológica durante o período, estima-se que entre 1995 e 2015 a representatividade das emissões de fontes móveis na poluição total se manteve estável (entre 35% e 40%).

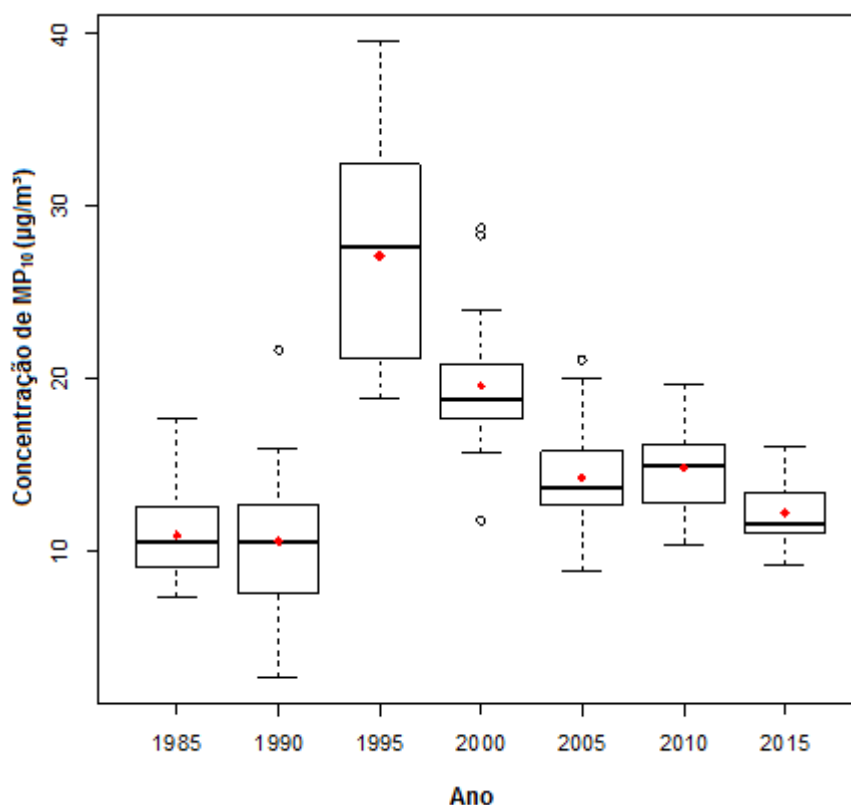


Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados apresentados nos relatórios estaduais de qualidade do ar (CETESB, 1986, 1991, 1996, 2001, 2006, 2011, 2016b).

**Gráfico 4 – Emissões anuais de MP por automóveis na RMSP nos anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015 e a respectiva contribuição para a concentração total do poluente na atmosfera. A linha pontilhada indica a mudança do método de estimativa de emissões, que impossibilita a comparação dos dados anteriores ao ano com os dados posteriores.**

Ao investigar o efeito das fontes móveis na qualidade do ar ( $Q_{ar-móveis}$ ), percebeu-se que, se apenas esse tipo de fonte fosse responsável pela poluição atmosférica, ter-se-ia uma piora uma piora na qualidade do ar, com aumento de  $17,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  entre os anos de 1985 e 1995 (Gráfico 5). Após esse período, com a diminuição das emissões por fontes móveis ( $E_{móveis}$ ) e a manutenção da contribuição percentual das fontes móveis ( $C_{móveis}$ ), a qualidade do ar melhoraria gradativamente.

Diante da ausência de resultados positivos do PROCONVE até o ano de 1995, a avaliação do impacto na saúde pública proveniente do programa teve seu recorte temporal reduzido para o período de 1995 a 2015. Sob a nova perspectiva, a melhora na qualidade do ar ( $\Delta x$ ) decorrente do PROCONVE foi dada como a diferença entre  $Q_{ar-móveis}$  de 1995 e a  $Q_{ar-móveis}$  de 2015, que foi de  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados apresentados nos relatórios estaduais de qualidade do ar (CETESB, 1986, 1991, 1996, 2001, 2006, 2011, 2016b).

**Gráfico 5 – Simulação da concentração de material particulado (MP<sub>10</sub>) na atmosfera da Região Metropolitana de São Paulo se houvessem apenas das emissões veiculares nos anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015.**

Como resultado da análise de impacto na saúde pública, verificou-se que, entre os anos de 1995 e 2015, a redução de 16 µg/m³ na concentração atmosférica de material particulado (consequência da diminuição das emissões veiculares do poluente) evitou 903 óbitos por causas não externas.

## 5.2 Estimativa da melhora na qualidade do ar advinda de uma possível renovação da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE

A estimativa da massa de material particulado emitida para a atmosfera foi calculada considerando 107 categorias de veículos tanto para o ano de 2014 quanto para o ano de 2015 (Quadro 9).

**Quadro 9 – Categorias de veículos que tiveram as emissões de material particulado estimadas.**

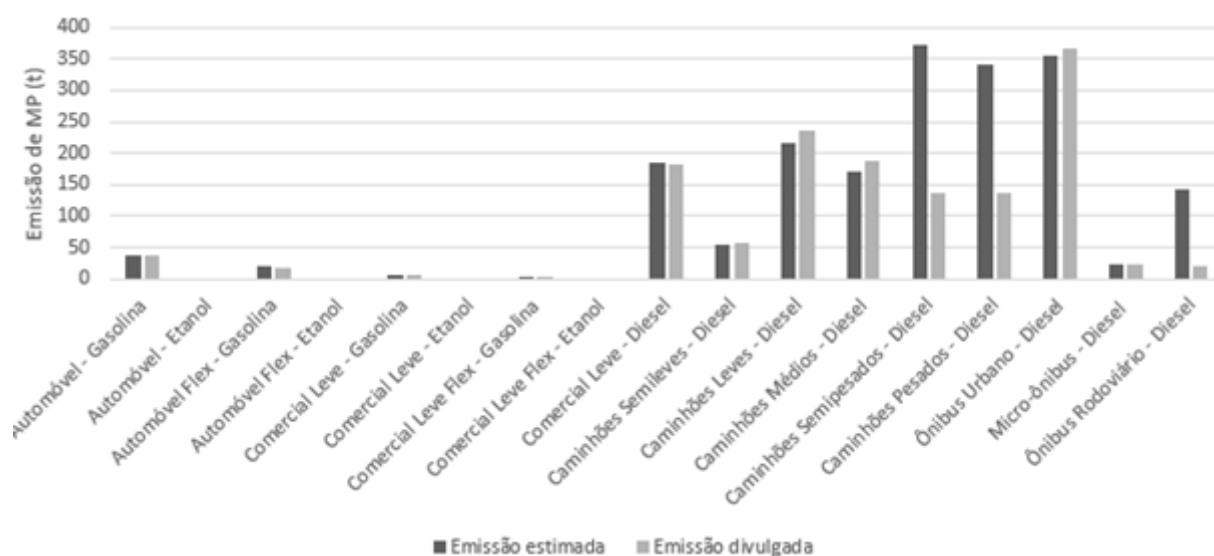
| Tipo de veículo e combustível  | Fase do PROCOVE |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |  |
|--------------------------------|-----------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|--|
|                                | PP*             | L1 | L2 | L3 | L4 | L5 | L6 | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 |  |
| Automóvel - Gasolina           | X               | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Automóvel - Etanol             | X               | X  | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Automóvel Flex - Gasolina      |                 |    |    |    | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Automóvel Flex - Etanol        |                 |    |    |    | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Comercial Leve - Gasolina      | X               | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Comercial Leve - Etanol        | X               | X  | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Comercial Leve Flex - Gasolina |                 |    |    |    | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Comercial Leve Flex - Etanol   |                 |    |    |    | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Comercial Leve - Diesel        | X               | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |    |    |    |    |    |    |  |
| Caminhões Semileves - Diesel   | X               |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  | X  |  |
| Caminhões Leves - Diesel       | X               |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  | X  |  |
| Caminhões Médios - Diesel      | X               |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  | X  |  |
| Caminhões Semipesados – Diesel | X               |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  | X  |  |
| Caminhões Pesados - Diesel     | X               |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  | X  |  |
| Ônibus Urbano - Diesel         | X               |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  | X  |  |
| Micro-ônibus - Diesel          | X               |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  | X  |  |
| Ônibus Rodoviário - Diesel     | X               |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  | X  |  |

\* PP: Pré-PROCONVE

Fonte: Elaborado pela autora.

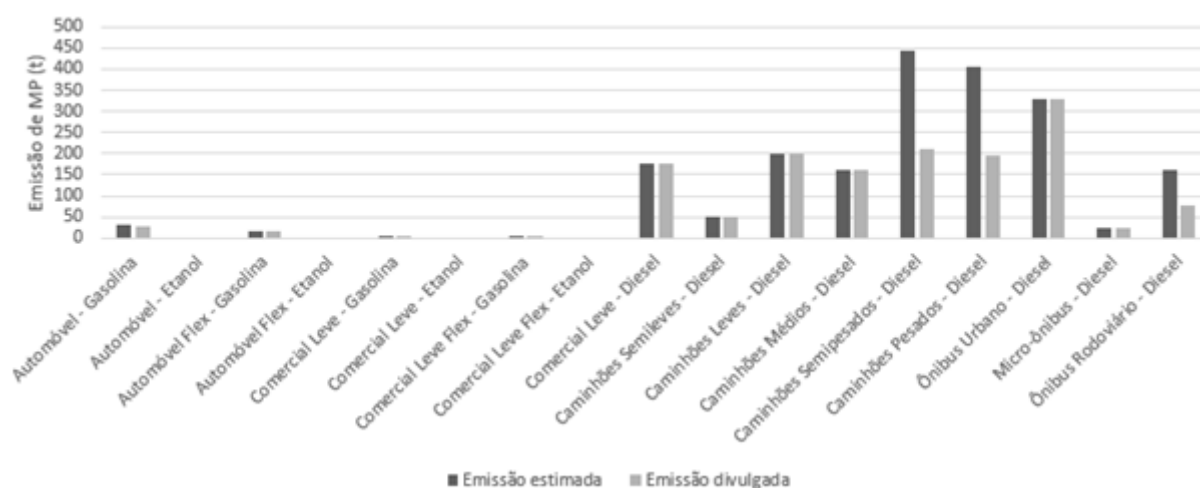
Os resultados encontrados após essa decomposição se mostraram incongruentes com os resultados divulgados nos relatórios da CETESB em ambos os anos (Gráficos 6 e 7). No ano de 2014, os resultados encontrados ficaram acima de uma margem de aceitação de  $\pm 5\%$  para Caminhões Semileves, Caminhões Leves, Caminhões Médios, Caminhões Semipesados, Caminhões Pesados, Ônibus Rodoviário e Micro-ônibus. Já no ano de 2015, os resultados ficaram acima da margem de aceitação para Automóveis – Gasolina, Automóveis Flex – Gasolina, Comerciais Leves – Gasolina, Comerciais Leves Flex – Gasolina, Caminhões Semipesados, Caminhões Pesados, Micro-ônibus e Ônibus Rodoviário. Como consequência dos diferentes valores encontrados, no presente trabalho, a emissão total em 2014 ficou 35,6% acima das 1.414 toneladas divulgadas pela CETESB e em 2015 ficou 33,9% acima das 1.470 toneladas divulgadas.





Fonte: Elaborado pela autora.

**Gráfico 6 – Comparação entre as emissões encontradas após segmentação da frota e emissões divulgadas no Relatório de Emissões Veiculares do Estado de São Paulo de 2014 (CETESB, 2015a).**



Fonte: Elaborado pela autora.

**Gráfico 7 – Comparação entre as emissões encontradas após segmentação da frota e emissões divulgadas no Relatório de Emissões Veiculares do Estado de São Paulo de 2015 (CETESB, 2016b).**

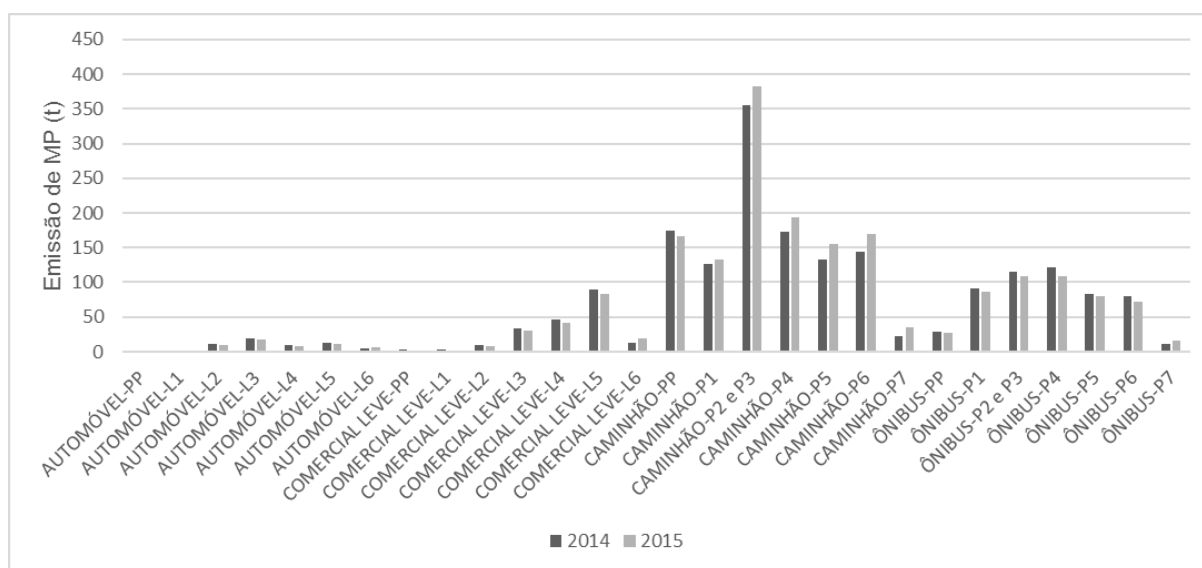
Somando-se os resultados de emissões por fontes móveis obtidos no trabalho para os anos de 2014 e 2015 com as demais emissões, obtêm-se os valores de emissão de material particulado total de 4.977 toneladas para o ano de 2014 e 5.539 para o ano de 2015. Tais valores encontram-se 11,2% e 9,9% acima dos valores divulgados para os anos de 2014 e 2015, respectivamente (Tabela 3).

**Tabela 3 – Diferença encontrada entre emissões calculadas neste trabalho e emissões divulgadas nos relatórios de emissões veiculares no estado de São Paulo.**

| Ano  | Emissões divulgadas (t) |              |       | Emissões calculadas (t) |        |
|------|-------------------------|--------------|-------|-------------------------|--------|
|      | $E_{móveis}$            | $E_{outras}$ | Total | $E_{móveis}$            | Total  |
| 2014 | 1414                    | 3060         | 4474  | 1917,6                  | 4977,6 |
| 2015 | 1470                    | 3570         | 5040  | 1969,3                  | 5539,3 |

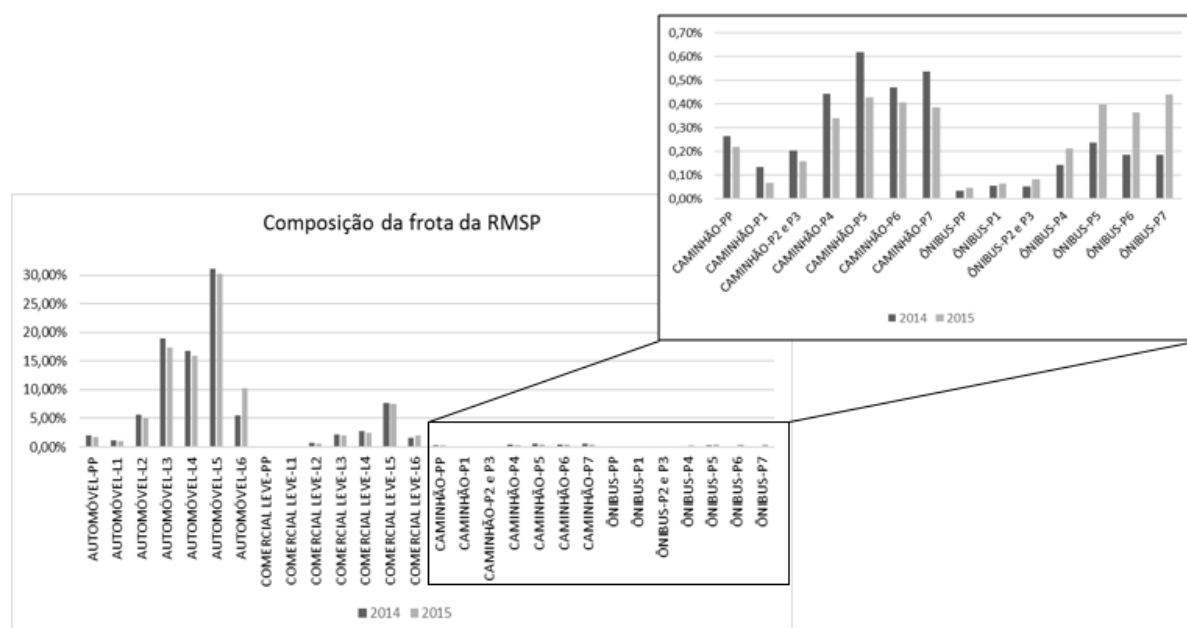
Fonte: Elaborado pela autora. Emissões divulgadas nos relatórios de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo para os anos de 2014 e 2015 (CETESB, 2015a, 2016b).

As maiores emissões de material particulado foram encontradas para os veículos movidos a diesel. Dentre esses, os maiores responsáveis pelas emissões foram ônibus e caminhões dentro das especificações ditadas pelas fases P3 e P4 do PROCONVE (Gráfico 8). A importância do padrão de emissão na determinação do total de MP lançado na atmosfera fica ainda mais evidente ao se analisar a distribuição da frota circulante dentre as fases do PROCONVE. Embora veículos produzidos nas fases P3 e P4 do programa sejam os maiores responsáveis pelas emissões, eles representam uma pequena parcela da frota em circulação (Gráfico 9).



Fonte: Elaborado pela autora.

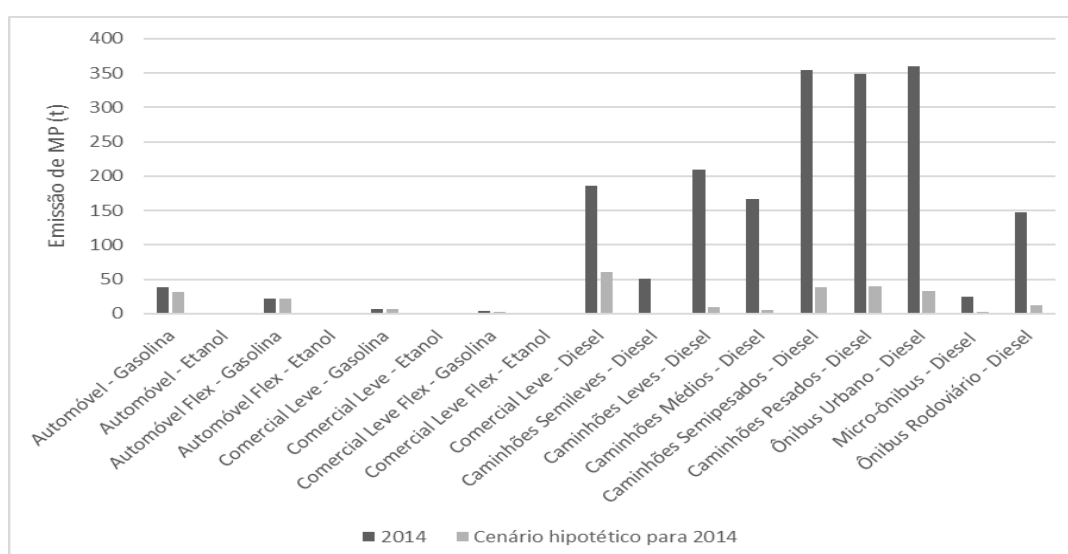
**Gráfico 8 – Emissões de material particulado na RMSP nos anos de 2014 e 2015 para cada tipo de veículo e especificação do PROCONVE.**



Fonte: Elaborado pela autora.

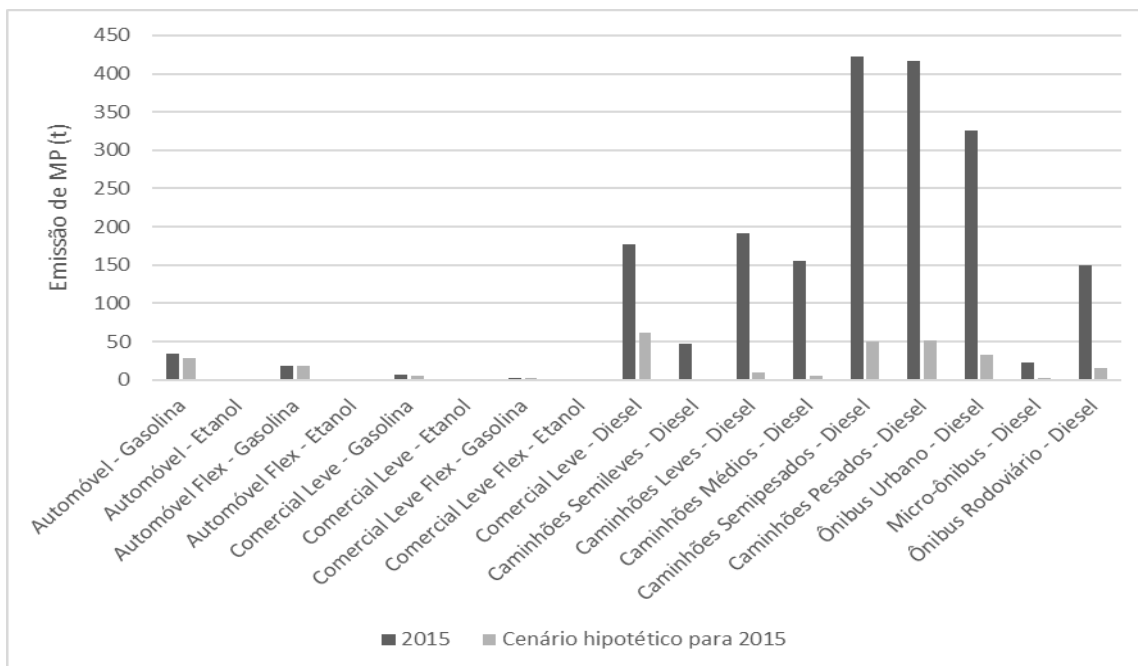
**Gráfico 9 – Composição da frota da RMSP nos anos de 2014 e 2015 para cada tipo de veículo e especificação do PROCONVE.**

Ao se atribuir fatores de emissão de acordo com diretrizes L6 e P7 do PROCONVE à frota em desacordo com essas fases, a emissão calculada como 1917,6 t para 2014 diminuiria para 264,5 t (Gráfico 10). Em 2015, a diminuição seria de 1969,3 t para 285,1 t (Gráfico 11). Para ambos os anos, o maior benefício da substituição é notado para veículos pesados, especialmente caminhões semipesados, caminhões pesados e ônibus urbanos.



Fonte: Elaborado pela autora.

**Gráfico 10 – Comparação entre as emissões de material particulado do ano de 2014 e as emissões estimadas em um cenário hipotético de renovação da frota.**



Fonte: Elaborado pela autora.

**Gráfico 11 – Comparação entre as emissões de material particulado do ano de 2015 e as emissões estimadas em um cenário hipotético de renovação da frota.**

Em 2014, a qualidade do ar no ar na Região Metropolitana de São Paulo para o poluente  $MP_{10}$  foi medida por 24 estações de monitoramento e para o poluente  $MP_{2,5}$  por sete estações. Em 2015, o monitoramento do  $MP_{10}$  continuou sendo feito por 24 estações e o monitoramento do  $MP_{2,5}$  passou a ser feito por 9 estações. A mediana entre as médias anuais das estações foi de  $36 \mu g/m^3$  e  $29 \mu g/m^3$  para o  $MP_{10}$  nos anos de 2014 e 2015, respectivamente, e de  $19 \mu g/m^3$  para o  $MP_{2,5}$  em ambos os anos (Quadro 10).

Com base nas emissões calculadas (Tabela 3), aplicou-se a equação 9 para determinar as contribuições das fontes móveis para a qualidade do ar. Os resultados encontrados foram  $C_{móveis} = 0,38$  para o ano de 2014 e  $C_{móveis} = 0,35$  para o ano de 2015. Aplicando esses valores na qualidade do ar de cada um dos anos, estimou-se que  $Q_{ar-móveis}$  foi de  $13,86 \mu g/m^3$  para o poluente  $MP_{10}$  e  $7,31 \mu g/m^3$  para o poluente  $MP_{2,5}$  em 2014 e de  $10,31 \mu g/m^3$  e  $6,75 \mu g/m^3$  em 2015 (Tabela 4).

**Quadro 10 – Estações de monitoramento e qualidade do ar nos anos de 2014 e 2015 para os poluentes  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$ .**

| 2014                      |                             | 2015                      |                             |
|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| Estações de monitoramento | $Q_{ar}$<br>( $\mu g/m^3$ ) | Estações de monitoramento | $Q_{ar}$<br>( $\mu g/m^3$ ) |

|                   |  |    |   |    |
|-------------------|--|----|---|----|
| MP <sub>10</sub>  | Ibirapuera; Parque D. Pedro II; Nossa Senhora do Ó; Interlagos; Guarulhos Paço Municipal; Cerqueira César; Pinheiros; Taboão da Serra; Diadema; Capão Redondo; Carapicuíba; Santo Amaro; Congonhas; S.André-Capuava; S.André-Paço Municipal; Mauá; Mooca; São Caetano do Sul; S.Bernardo-Paulicéia; Itaim Paulista; Santana; Marginal Tietê - Ponte dos Remédios; Grajau-Parelheiros; Osasco | 36 | Parque D Pedro II; Nossa Senhora do Ó; Interlagos; Guarulhos Paço Municipal; Cerqueira César; Pinheiros; Taboão da Serra; Diadema; Capão Redondo; Carapicuíba; Santo Amaro; Congonhas; S.André-Capuava; S.André-Paço Municipal; Mauá; Mooca; São Caetano do Sul; S.Bernardo-Paulicéia; Itaim Paulista; Santana; Marginal Tietê - Ponte dos Remédios; Grajau-Parelheiros; Osasco; Guarulhos Pimentas | 29 |
| MP <sub>2,5</sub> | Congonhas; Ibirapuera, Cidade Universitária (USP); Grajaú-Parelheiros; Pinheiros; Marginal Tietê - Ponte dos Remédios; S. Bernardo - Centro  | 19 | Congonhas; Ibirapuera, Cidade Universitária (USP); Grajaú-Parelheiros; Pinheiros; Itaim Paulista; Marginal Tietê - Ponte dos Remédios; S. Bernardo - Centro; Guarulhos - Pimentas   | 19 |

Fonte: Elaborado pela autora com base em dados extraídos do Sistema de Informações de Qualidade do ar – Qualar (SÃO PAULO, 2016).

**Tabela 4 – Segregação da qualidade do ar ( $Q_{ar}$ ) em  $Q_{ar}$  determinada pelas emissões oriundas de fontes móveis e  $Q_{ar}$  determinada pelas emissões de outras fontes.**

| Ano  | $E_{móveis}$<br>(t) | Total de Emissões<br>(t) | $C_{móveis}$ | $C_{outras}$ | $Q_{ar}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |                   | $Q_{ar-móveis}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |                   | $Q_{ar-outras}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |                   |
|------|---------------------|--------------------------|--------------|--------------|---------------------------------------|-------------------|--|-------------------|--|-------------------|
|      |                     |                          |              |              | MP <sub>10</sub>                      | MP <sub>2,5</sub> | MP <sub>10</sub>                             | MP <sub>2,5</sub> | MP <sub>10</sub>                             | MP <sub>2,5</sub> |
| 2014 | 1917,6              | 4977,6                   | 0,385        | 0,615        | 36                                    | 19                | 13,86  | 7,31              | 22,13  | 11,68             |
| 2015 | 1969,3              | 5539,3                   | 0,355        | 0,645        | 29                                    | 19                | 10,31  | 6,75              | 18,68  | 12,24             |

Fonte: Elaborado pela autora.

A equação 9 também foi aplicada para determinar as contribuições das fontes móveis para a qualidade do ar nos cenários hipotéticos (Tabela 5). A significativa queda das emissões considerando a renovação da frota acarretou também em uma significativa queda na contribuição das fontes móveis para a qualidade do ar.

**Tabela 5 – Contribuição das fontes móveis de emissão e de outras fontes para a qualidade do ar no cenário hipotético.**

| Ano  | $E_{móveis}$<br>(t) | Total de Emissões<br>(t) |              |              |
|------|---------------------|--------------------------|--------------|--------------|
|      |                     |                          | $C_{móveis}$ | $C_{outras}$ |
| 2014 | 264,5               | 3324,5                   | 0,079        | 0,921        |
| 2015 | 285,1               | 3855,1                   | 0,073        | 0,927        |

Fonte: Elaborado pela autora.

A qualidade do ar nos cenários hipotéticos para cada um dos poluentes (MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub>) foi determinada pela equação 14 (Tabela 6). A diferença entre a qualidade

do ar real e a qualidade do ar projetada nos cenários hipotéticos foi de  $\Delta Q_{ar} = 11,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $6,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  no ano de 2014 para os poluentes  $\text{MP}_{10}$  e  $\text{MP}_{2,5}$ , respectivamente, e  $\Delta Q_{ar} = 8,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $5,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$  no ano de 2015 para os mesmos poluentes. Nos cenários projetados para os dois anos, a melhora na qualidade do ar superaria 30%.

**Tabela 6 – Qualidade do ar nos cenários hipotéticos ( $Q_{ar}'$ ).**

| Ano  | $Q_{ar-outras} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ |                   | $C_{outras}'$ | $Q_{ar}' (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ |                   |
|------|--|-------------------|---------------|------------------------------------|-------------------|
|      | $\text{MP}_{10}$                         | $\text{MP}_{2,5}$ |               | $\text{MP}_{10}$                   | $\text{MP}_{2,5}$ |
| 2014 | 22,13104                                 | 11,68027          | 0,92042       | 24,04451                           | 12,69016          |
| 2015 | 18,68999                                 | 12,24516          | 0,926043      | 20,18263                           | 13,2231           |

Fonte: Elaborado pela autora.

Para os dois anos analisados, a maior contribuição para a melhora na qualidade do ar em relação ao material particulado seria decorrente da substituição dos caminhões e dos ônibus em desacordo com os padrões atuais do PROCONVE. Em 2014, a renovação apenas desses veículos seria responsável por uma melhora de  $10,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$  na qualidade do ar para o  $\text{MP}_{10}$  e de  $5,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o  $\text{MP}_{2,5}$ . Em 2015, as melhoras seriam de  $8,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e de  $5,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente (Tabela 7).

**Tabela 7 – Redução na concentração de material particulado na atmosfera decorrente da renovação da frota nos anos de 2014 e 2015.**

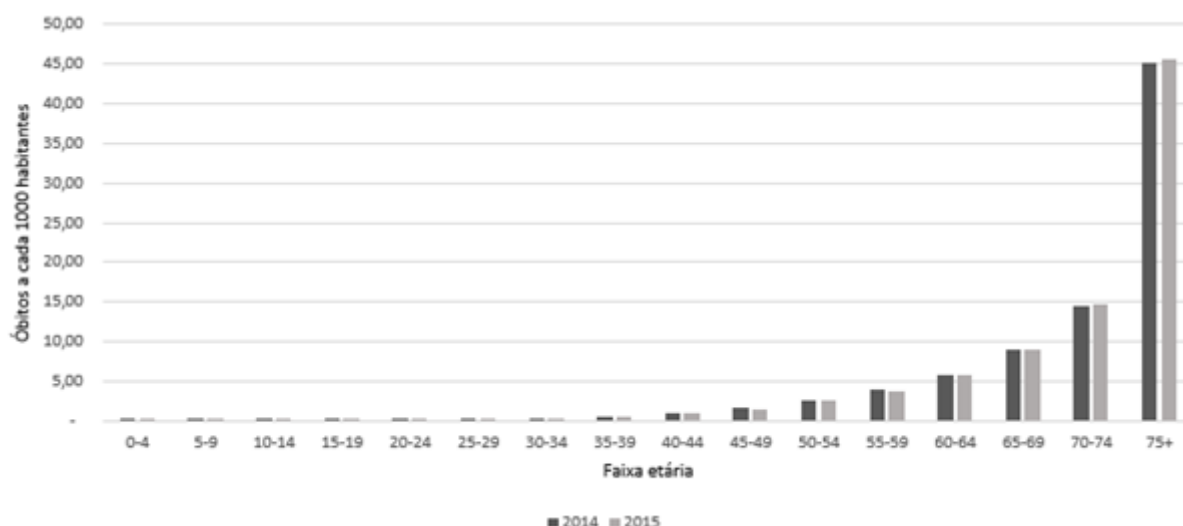
| Tipo de veículo | 2014   |   | 2015   |   |
|-----------------|--|---|--|---|
|                 | Redução na concentração de $\text{MP}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Redução na concentração de $\text{MP}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Redução na concentração de $\text{MP}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Redução na concentração de $\text{MP}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |
| Automóvel       | 0,051225444  | 0,027035651   | 0,030296202  | 0,019849236   |
| Comercial Leve  | 0,923555852  | 0,487432255   | 0,608124628  | 0,39842648  |
| Caminhão        | 7,483154776  | 3,949442799   | 5,839869682  | 3,826121516   |
| Ônibus          | 3,497557298  | 1,845933019   | 2,339077966  | 1,532499357   |
| $\Delta Q_{ar}$ | 11,95549337  | 6,309843723   | 8,817368478  | 5,776896589   |

Fonte: Elaborado pela autora.

### 5.3 Determinação e valoração do impacto em saúde pública decorrente da circulação da frota em desacordo com as fases mais recentes do PROCONVE

No biênio 2014/2015, 114.498 pessoas faleceram por problemas cardiorrespiratórios (CID I e J) na Região Metropolitana de São Paulo. A maior parte dos óbitos incidiu sobre a população acima dos 40 anos, especialmente sobre os

idosos (Gráfico 12). Comparando-se os dados entre os sexos, percebe-se que os homens são os mais afetados com média de 3 óbitos a cada 1000 habitantes enquanto entre as mulheres a média é de 2,6. A idade dos óbitos também se mostra desfavorável para pessoas do sexo masculino sendo em média 6 anos inferior à idade dos óbitos entre a população do sexo feminino (Tabela 8).



Fonte: Elaborado pela autora com base nos dados de mortalidade extraídos da plataforma DATASUS (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018).

**Gráfico 12 – Óbitos a cada 1000 habitantes da população residente na Região Metropolitana de São Paulo nos anos de 2014 e 2015 separados por faixa etária.**

**Tabela 8 – Comparação da mortalidade por causas cardiorrespiratórias entre homens e mulheres na RMSP nos anos de 2014 e 2015.**

|                | 2014                   |             | 2015                   |             |
|----------------|------------------------|-------------|------------------------|-------------|
|                | Óbitos/1000 habitantes | Idade média | Óbitos/1000 habitantes | Idade média |
| Sexo Masculino | 3,01                   | 67,1        | 3,03                   | 67,3        |
| Sexo Feminino  | 2,58                   | 74,1        | 2,65                   | 74,1        |

Fonte: Elaborado pela autora com base em dados de mortalidade extraídos da plataforma DATASUS (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018).

A análise do impacto da poluição atmosférica por material particulado na mortalidade da população da RMSP foi realizada para dois segmentos da população e considerando dois desfechos em saúde conforme diretrizes da OMS (OSTRO, 2004):

- Óbitos de crianças com menos de 5 anos que foram causados por problemas respiratórios;
- Óbitos de adultos com mais de 30 anos que foram causados por problemas cardiorrespiratórios.

Dentre as crianças, foram 335 óbitos em 2014 e 274 em 2015. Considerando a expectativa de vida que essa população ainda teria no momento em que ocorreu o óbito, estima-se que tenham sido perdidos 18.353 anos de vida (YLL) no biênio. Dentre os adultos, os óbitos foram de 55.108 em 2014 e 56.588 em 2015. Considerando a expectativa de vida, os anos de vida perdidos no biênio ultrapassam 1 milhão.

Os valores de  $\Delta Q_{ar}$  sugeridos a partir dos cenários de renovação da frota foram inseridos nas respectivas funções de risco relativo (Quadro 7), fornecendo a parcela dos anos de vida perdidos que podem ser atribuídos à poluição atmosférica da região (IF). As frações de impacto (IF) foram superiores a 5% para a relação entre o  $MP_{2,5}$  e os óbitos por causas cardiorrespiratórias na população com mais de 30 anos e ficaram entre 1,4% e 1,9% para a relação entre o  $MP_{10}$  e os óbitos por causas respiratórias em crianças com menos de 5 anos (Tabela 9).

**Tabela 9 – Frações de impacto (IF) e determinação dos anos de vida perdidos (YLL) para cada poluente, população alvo e desfecho em saúde nos anos de 2014 e 2015.**

| Ano  | Poluente   | $\Delta Q_{ar}$ | População | Desfecho em saúde         | YLL     | IF      | YLL devido a exposição ao poluente |
|------|------------|-----------------|-----------|---------------------------|---------|---------|------------------------------------|
| 2014 | $MP_{10}$  | 11,96           | <5 anos   | Óbito respiratório        | 10.103  | 0,01965 | 199                                |
|      | $MP_{2,5}$ | 6,31            | >30 anos  | Óbito cardiorrespiratório | 594.335 | 0,0571  | 33.946                             |
| 2015 | $MP_{10}$  | 8,82            | <5 anos   | Óbito respiratório        | 8.250   | 0,01453 | 120                                |
|      | $MP_{2,5}$ | 5,78            | >30 anos  | Óbito cardiorrespiratório | 607.334 | 0,0515  | 31.304                             |

Fonte: Elaborado pela autora.

A soma dos anos de vida perdidos que poderiam ser evitados com a renovação da frota da Região Metropolitana de São Paulo no biênio 2014/2015 foi de 65.568 anos. Considerando o valor de € 50.000 por ano de vida, apenas no biênio, a substituição da frota em desacordo com o PROCONVE teria gerado uma economia de € 3.278.428.642 ou US\$ 4.026.408.135 (UOL ECONOMIA, 2018).



## **6 DISCUSSÃO**

A discussão desta dissertação possui três partes. A primeira se propõe a discutir alguns dos métodos utilizados ao longo do trabalho, levantando suas limitações, vantagens e resultados de outros trabalhos que utilizaram os mesmos procedimentos. Na segunda parte, os resultados do trabalho são discutidos à luz de outros estudos e propostas de intervenções para uma possível potencialização do PROCONVE. Por fim, na terceira parte, são sintetizadas recomendações com base nos resultados e discussões apresentadas.

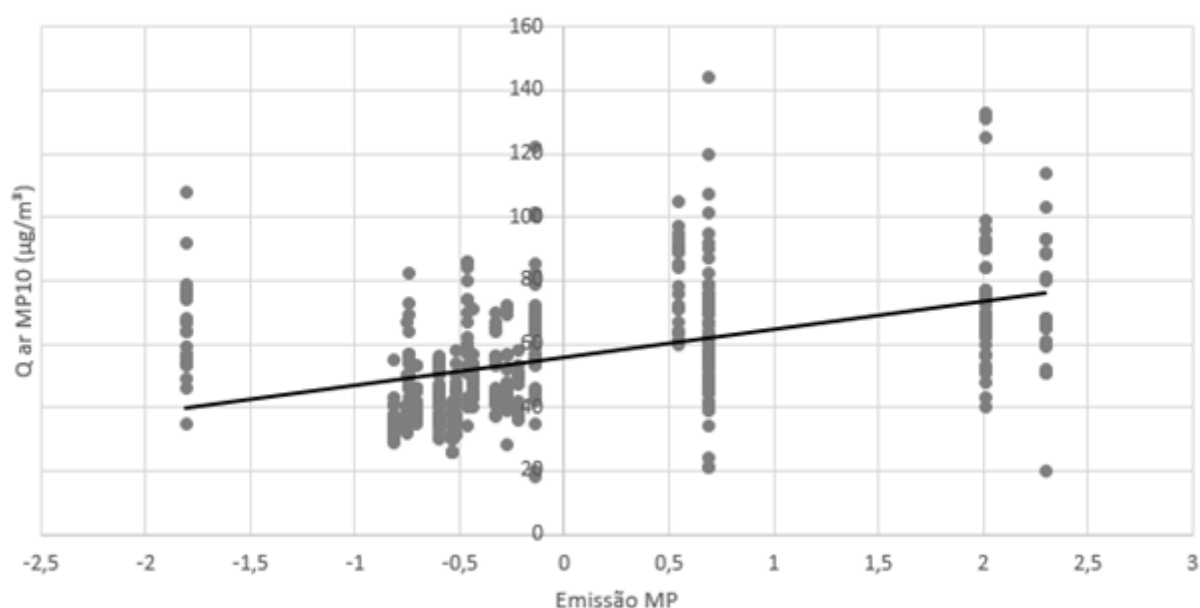
### **6.1 Métodos utilizados no trabalho**

#### **6.1.1 Estimativa de emissões**

Desde 2010, a CETESB utiliza para a estimativa das emissões veiculares o método descrito no tópico 4.3.2.1 deste trabalho. Em comparação aos métodos anteriores, as principais alterações se deram em relação à determinação da frota circulante e à intensidade de uso. Anteriormente, toda a frota registrada era considerada como circulante, desconsiderando veículos que saíram de circulação após acidentes, furtos ou abandono (CETESB, 2012). Além da superestimava da frota, os valores de intensidade de uso utilizados não distinguiam os veículos atuais dos antigos, que tendem a ter menor circulação (CETESB, 2012).

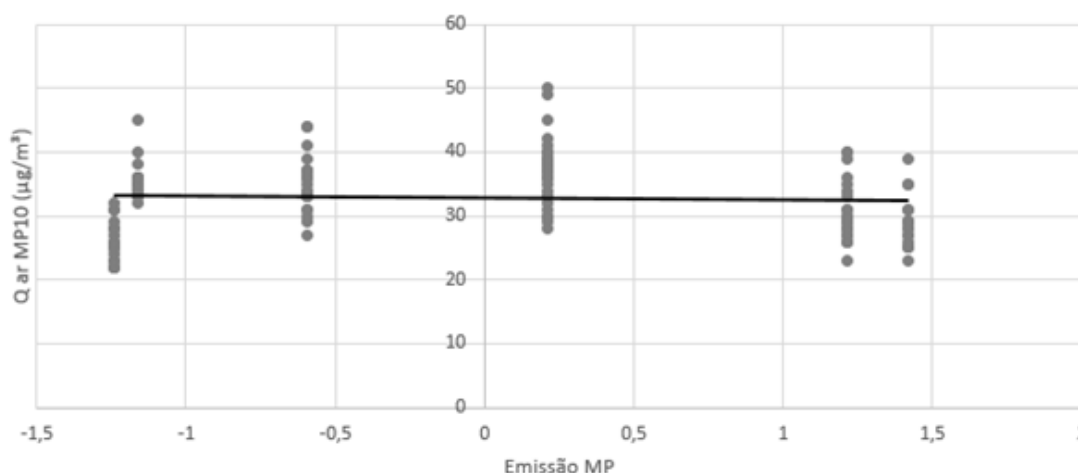
Além da alteração na estimativa de emissões veiculares, no mesmo período, a CETESB implementou o Sistema de Inventário de Emissões das Fontes Estacionárias do Estado de São Paulo (SIEFEESP). Neste sistema, alguns empreendimentos são convocados a prestar informações sobre o consumo de matéria prima, produção, emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos (CETESB, 2008). A convocação de um determinado empreendimento está relacionada ao seu potencial de gerar impactos ambientais significativos. Segundo a CETESB, em 2016, para a estimativa das emissões de material particulado na RMSP oriundas de fontes fixas, utilizou-se inventários de 193 indústrias (CETESB, 2017).

As duas mudanças metodológicas descritas acima implicaram em alterações drásticas nas estimativas de emissões apresentadas nos relatórios sobre a qualidade do ar no estado de São Paulo. Adotando o material particulado como exemplo, observa-se que, entre os anos de 1986 e 2009, as emissões anuais foram em média  $69,9 \cdot 10^3$  t/ano, já entre os anos de 2010 e 2016, essas emissões foram de apenas  $4,75 \cdot 10^3$  t/ano (SÃO PAULO, 2016). A correlação entre as estimativas de emissões e a qualidade do ar parece ser maior no período anterior a 2010, mas essa afirmação é frágil diante do pouco tempo desde a implementação dos novos métodos (Gráficos 13 e 14).



Fonte: Elaborado pela autora.

**Gráfico 13 – Correlação entre a qualidade do ar para  $MP_{10}$  de um ano e a correspondente emissão de MP divulgada nos relatórios estaduais de qualidade do ar. Análise para o período de 1986 a 2009. Cada ponto localizado de uma mesma sequência vertical indica a qualidade do ar medida por uma estação de monitoramento para um dado ano. A emissão de MP de cada ano foi dada pelo coeficiente da diferença entre a emissão divulgada e a média de emissões no período e o desvio padrão entre as emissões do período.**



Fonte: Elaborado pela autora.

**Gráfico 14 – Correlação entre a qualidade do ar para  $MP_{10}$  de um ano e a correspondente emissão de MP divulgada nos relatórios estaduais de qualidade do ar. Análise para o período de 2010 a 2016. Cada ponto localizado de uma mesma sequência vertical indica a qualidade do ar medida por uma estação de monitoramento para um dado ano. A emissão de MP de cada ano foi dada pelo coeficiente da diferença entre a emissão divulgada e a média de emissões no período e o desvio padrão entre as emissões do período.**

Mesmo com os ajustes feitos em 2010, o método que vem sendo utilizado para a estimativa das emissões veiculares ainda possui limitações que afetam sua eficiência em descrever o cenário real. As principais limitações se relacionam à variável “intensidade de uso”, que, na RMSP, foi baseada na observação dos hodômetros de veículos que se submeteram à inspeção veicular do município de São Paulo em anos consecutivos (CETESB, 2015a). Para a estimativa de emissões, a intensidade de uso deve ser ajustada pela razão entre o consumo de combustível esperado, de acordo com a intensidade de uso referência e a autonomia de cada veículo, e o consumo de combustível real que é divulgado anualmente pela Agência Nacional do Petróleo (MMA, 2011). Na RMSP, a submissão ao ajuste não se mostrou válida para todas as categorias de veículos, fazendo com que ele seja aplicado em apenas parte da frota. Mesmo na parcela da frota na qual o ajuste pelo consumo de combustível é aplicado, por depender da autonomia dos veículos, a intensidade de uso fica sujeita a variações intrínsecas às condições de uso de cada veículo, como o número de passageiros ou carga transportada, às condições de trânsito e o estilo de direção do motorista (MMA, 2011). Ainda em relação à intensidade de uso, deve-se destacar que a quilometragem rodada por caminhões (especialmente semipesados e pesados) se concentra em rodovias que não estão necessariamente dentro do perímetro da RMSP. Desta forma, os efeitos das emissões oriundas dessa frota na qualidade do ar da região podem ser menores do que o estimado (CETESB, 2017).

Além dessas ressalvas em relação à variável “intensidade de uso”, deve-se mencionar também ressalvas às outras duas variáveis consideradas no método *bottom up* em sua versão utilizada no Brasil. Em relação à estimativa da frota, a CETESB considera as vendas de veículos dos últimos 40 anos e aplica uma curva de sucateamento para excluir veículos que são retirados de circulação (CETESB, 2015a). Esse método próprio resulta em estimativas de frota circulante de menos da metade de estimativas realizadas pelo DETRAN – SP e pela Fundação SEADE (DETRAN - SP, 2018; SÃO PAULO, 2015). Em relação aos fatores de emissões de material particulado atribuídos aos veículos, também é possível presumir que os valores sejam subestimados, já que não há a aplicação de correções que considerem o envelhecimento do veículo. Ao contrário do que ocorre para outros poluentes, como para o CO e NO<sub>x</sub>, o fator de emissão de MP para veículos com mais de 40.000 km rodados não são ajustados com base na relação entre o desgaste de certas peças e o aumento da emissão do poluente. Como consequência, o fator de emissão desses veículos é subestimado. Outro aspecto que implica na subestimação das emissões é o fato do método aplicado não considerar outras fontes de emissão de material particulado diferentes do escapamento, como o desgaste de pneus e freios (CETESB, 2015a).

Embora as ressalvas ao método *bottom-up* sejam várias, alguns países já vêm adotando contornos para minimizar os erros intrínsecos ao modelo. Em 2007, Nesamani et al. destacaram a importância de considerar variáveis de tráfego, como a velocidade média, nas estimativas de emissões veiculares. Nos EUA, o órgão ambiental nacional (EPA) desenvolveu um simulador, chamado de MOVES, para estimar as emissões veiculares considerando outras fontes de emissão para além do escapamento e diversas variáveis pré-definidas de condições de uso (U.S. EPA, 2015). Mesmo em países em situações mais semelhantes à brasileira, como na China, o modelo *bottom-up* que é utilizado é acompanhado de informações sobre a distribuição da população e a densidade veicular. Isso permite que a estimativa de emissões veiculares seja feita por grids, diminuindo as incertezas sobre as áreas específicas de concentração das emissões. A inserção de outras variáveis também está sendo testada em estudos locais no país. Em Pequim, o modelo já foi incrementado considerando a velocidade média de cada tipo de veículo em cada grid do município e, em Xangai, já foi testada a adição de informações oriundas de GPS

dos veículos, câmeras de tráfego e informações cedidas pelas companhias de transporte (WANG et al., 2008a, 2008b).

### **6.1.2 Projeção da qualidade do ar nos cenários hipotéticos**

Condições meteorológicas são fundamentais na determinação da qualidade do ar e, por isso, elas costumam ser contempladas nos diferentes modelos de dispersão de poluentes. Na Região Metropolitana de São Paulo, sabe-se que a presença da brisa marítima, que causa intensificação dos ventos, chega a ser responsável pela diminuição de até 90% da concentração de  $MP_{10}$  (FREITAS, 2003). Adicionalmente, em um estudo realizado por Sánchez-Ccoyllo e Andrade (2001), verificou-se que, no período estudado, o dia com menor concentração de  $MP_{2,5}$  foi associado a condições climáticas de baixa temperatura, alta umidade e muita ventilação e precipitação. Por outro lado, o dia de maior concentração do poluente foi associado a altas temperaturas, baixa umidade, ausência de precipitação e pouca ventilação.

Existem três principais linhas que os modelos de dispersão de poluentes costumam seguir: euleriana, langrangeana e gaussiana (MOREIRA; TIRABASSI, 2004). A primeira busca prever a concentração de um poluente em um determinado ponto a partir da distância desse ponto à fonte emissora e o intervalo de tempo desde a emissão. A segunda acompanha a dispersão de uma partícula poluente tomando como premissa que ela se dispersa seguindo a mesma trajetória de uma partícula qualquer do ar. Por fim, a terceira linha de modelos descreve a distribuição de um dado poluente utilizando como base a curva gaussiana.

A escolha de um modelo para a determinação da qualidade do ar a partir de fontes emissoras depende de diversas variáveis, tais como a fonte de emissão analisada (fixa ou móvel), a orografia e as escalas temporal e territorial (MOREIRA; TIRABASSI, 2004). No Brasil, o uso de sistemas de predição da qualidade do ar ainda é bastante incipiente, não se sabendo ao certo o quanto os modelos aplicados em outros países se adaptam as condições aqui observadas.

Devido à complexidade dos modelos e às poucas referências de uso em contextos nacionais, neste trabalho, optou-se pela criação de um modelo mais simples. Esse modelo, descrito no tópico 4.3.2.3, não considera a ação das variáveis meteorológicas na dispersão dos poluentes e aproxima a Região Metropolitana de

São Paulo um sistema fechado no qual as emissões atmosféricas encontram-se em equilíbrio em toda a sua extensão.

A premissa base do modelo criado foi a consideração de que a contribuição das fontes móveis para a qualidade do ar é dada pela fração das emissões oriundas de fontes móveis. Comparando-se as contribuições calculadas com base nessa premissa com as contribuições divulgadas nos relatórios, que, por sua vez, são baseadas em estudos de modelo receptor, foi possível observar que, embora os valores não sejam congruentes, eles são próximos (Tabela 10). Ainda em relação ao cálculo da contribuição a partir das emissões, cabe ressaltar que ele pressupõe que as emissões oriundas de diferentes fontes são comparáveis, o que pode não ser verdadeiro (CETESB, 2011).

**Tabela 10 – Confronto entre a contribuição de fontes móveis para a qualidade do ar ( $C_{móveis}$ ) calculada a partir da massa de poluentes emitida e do resultado do estudo de modelo receptor.**

|   | 2012   | 2013   | 2014   | 2015   | 2016   |
|---|--------|--------|--------|--------|--------|
| <b><math>E_{móveis}</math> (X 1000t)</b>                        | 1,4    | 1,38   | 1,54   | 1,48   | 1,53   |
| <b>Total de emissões (X 1000t)</b>                              | 4,46   | 4,44   | 4,6    | 5,05   | 5,1    |
| <b><math>C_{móveis}</math> calculada com base nas emissões</b>  | 0,3139 | 0,3108 | 0,3348 | 0,2931 | 0,3000 |
| <b><math>C_{móveis}</math> de acordo com estudo de receptor</b> | 0,4000 | 0,4000 | 0,4000 | 0,4000 | 0,4000 |

Fonte: Elaborada pela autora. Dados de " $C_{móveis}$  de acordo com o modelo receptor" extraídos dos relatórios de qualidade do ar no estado de São Paulo e " $C_{móveis}$  calculada com base nas emissões" calculadas com base nas emissões também divulgadas nos relatórios (CETESB, 2013b, 2014, 2015b, 2016a, 2017).

### 6.1.3 Impacto em saúde e valoração

A mensuração do impacto que a poluição atmosférica pode ter na saúde de uma determinada população é sujeita a variáveis tais como a natureza do poluente, sua concentração na atmosfera, a exposição a que população está sujeita e a composição dessa população (especialmente em relação ao sexo e grupos etários). O presente trabalho restringiu suas análises para o material particulado, pois é sobre esse poluente que se detém o maior conhecimento em relação a alterações em sua concentração e efeitos adversos na saúde dos diferentes subgrupos populacionais.

Outro recorte feito nesta pesquisa foi a limitação do impacto em saúde em mortalidade. Para além desta análise, pode ser realizada a análise de morbidade, que se relaciona com os atendimentos hospitalares, as internações e até mesmo com a incapacidade do indivíduo em realizar suas atividades diárias. Futuras análises dos

impactos do PROCONVE na morbidade e sua valoração certamente enriquecerão os resultados aqui apresentados.

Os modelos escolhidos para a estimativa do impacto na saúde pública (Aphekom e YLL) utilizam-se essencialmente do conceito de função dose-resposta, ou seja, consideram que alterações na qualidade do ar (dose) implicam em alterações nas taxas de mortalidade e morbidade associadas a determinado problema (resposta). Essas funções, também chamadas de funções de risco-relativo, baseiam-se em estudos epidemiológicos produzidos em diversos países, inclusive no Brasil (OSTRO, 2004). Na etapa de modelagem deste trabalho, as constantes imputadas foram aquelas recomendadas pelo modelo e, por isso, não necessariamente refletem com exatidão o cenário brasileiro ou da RMSP. Como exemplo temos que, para os valores aqui adotados, o risco relativo da redução de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o desfecho “mortalidade por causas respiratórias em crianças com menos de 5 anos” seria igual a 1,0167. Estudos realizados em São Paulo por Conceição et al. (2001) e por Saldiva et al. (1994) apontaram, para a mesma análise, riscos relativos de 1,1 e 1,98 respectivamente. Ao utilizar os valores de risco relativo sugeridos por qualquer um desses trabalhos brasileiros, os resultados aqui apresentados seriam superiores.

Se, por um lado, a adoção dos padrões convencionados pode ter causado uma subestimativa no risco relativo, ocorreu uma superestimativa na determinação de anos de vida que o indivíduo ainda viveria de acordo com a idade em que se deu o óbito. Os valores convencionados para a expectativa de vida são referentes ao Japão onde a expectativa de vida é de 80 anos para homens e 82,5 para as mulheres (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2003). Segundo a fundação SEADE, a expectativa de vida no estado de São Paulo seria de 72,5 anos para homens e 79 para mulheres (SÃO PAULO, 2018).

Na determinação do impacto que a poluição atmosférica causa na saúde pública, além das ressalvas feitas aos modelos adotados, alguns aspectos referentes à valoração desse impacto devem ser discutidos. O valor adotado de € 50.000 é sugerido por Bickel e Friedrich (2005) com base análise de questionários aplicados na França, Itália e Reino Unido. Tais questionários tinham como objetivo entender o quanto as pessoas estavam dispostas a pagar nos próximos 10 anos de suas vidas para ter um tratamento que reduziria o risco de morte em proporções específicas. A aplicação desses questionários em um contexto brasileiro possivelmente poderia

trazer resultados diferentes, no entanto, com a ausência de uma valoração nacional, a presente pesquisa adotou o valor europeu, permitindo sua comparação com outros estudos conduzidos fora do país.

## **6.2 Resultados obtidos**

A análise histórica da qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo considerando apenas as fontes móveis de poluição indica que, em um primeiro momento (entre 1985 e 1995), houve piora na qualidade do ar mesmo com a implementação do PROCONVE. Essa piora parece ser decorrente do aumento significativo das emissões de material particulado que também foi descrito para o cenário nacional em estudo feito pelo Ministério do Meio Ambiente em 2011. Por meio de uma análise granular, feita ano a ano, esse estudo indica que o aumento nas emissões de material particulado ocorreu de maneira consistente até 1997 (MMA, 2011). Duas principais causas podem ser atribuídas ao aumento de emissões observado no período: o aumento da frota e a demora na substituição dos veículos mais antigos por veículos mais novos e menos poluidores.

Em relação ao aumento da frota neste período, estima-se que a RMSP tenha recebido um acréscimo de 1.966.000 veículos (CETESB, 1986, 1996), o que pode ser visto como consequência das circunstâncias político-econômicas do Brasil no início dos anos 1990. Estudos revelam que a instituição do Plano Real trouxe maior poder aquisitivo à população, resultando na redução da pobreza e no aumento das compras de bens de consumo, como o leite e outros alimentos (CYRILLO; SAES; BRAGA, 1997; OLIVEIRA; CARVALHO, 2006; ROCHA, 1996). Além do aumento do poder econômico, verifica-se no período uma queda nos preços dos veículos, consequência da concorrência gerada pela eliminação de barreiras não tarifárias e da redução progressiva de barreiras tarifárias (DE NEGRI, 1998). A combinação de tais fatores refletiu no aumento da proporção de famílias com pelo menos um automóvel e na preferência pelo uso do veículo individual em detrimento do meio de transporte coletivo (METRÔ, 1999). Deve-se ainda mencionar que o grande aumento do número de veículos na região relaciona-se com a disponibilidade insuficiente de transporte coletivo de qualidade (SCARINGELLA, 2001). Como esse modal de transporte tende a ficar concentrado nas áreas de alta densidade (em geral, zonas centrais), eleva-se



o uso de veículos particulares pela população da periferia da cidade de São Paulo e de municípios adjacentes que realiza movimentos pendulares ao longo do dia (RESENDE; SOUSA, 2009).

Em relação à demora na substituição dos veículos, pode-se extrapolar a média de idade atual da frota da RMSP. Se a idade média de um veículo entre os anos de 1985 e 1995 seguisse o padrão de 8 anos que é observado atualmente (CETESB, 2016b), grande parte dos veículos que circulavam na Região Metropolitana de São Paulo entre os anos de 1985 e 1995 seriam de fabricação anterior à primeira fase do PROCONVE e, portanto, mais poluidores. Acredita-se que o aumento na proporção de veículos mais novos na frota circulante na região ocorreu de maneira mais expressiva apenas em 2002 para veículos leves e 2006 para veículos pesados, a partir de então contribuindo de maneira fundamental para a melhora na qualidade do ar mesmo com o contínuo aumento do número de veículos e da venda de combustíveis (PÉREZ-MARTÍNEZ; ANDRADE; MIRANDA, 2015). Resultados semelhantes aos encontrados neste trabalho foram encontrados por Szwarcfiter, Mendes e La Rovere (2005) em relação aos poluentes CO, HC e NO<sub>x</sub> também na RMSP. Os pesquisadores destacaram que os efeitos positivos do PROCONVE sobre a qualidade do ar para esses poluentes só puderam ser observados conforme os veículos antigos foram substituídos por novos.

Dentre as tecnologias que podem estar relacionadas aos resultados positivos do PROCONVE destaca-se o uso de filtros em veículos pesados (PÉREZ-MARTÍNEZ; ANDRADE; MIRANDA, 2015) e a obrigatoriedade da injeção eletrônica (a partir de 1993), que é responsável por uma redução de emissões para  $\frac{1}{10}$  em relação a veículos similares fabricados em período anterior à tecnologia (PEREIRA, 2007). De maneira mais específica em relação ao material particulado, espera-se que a instituição da fase P7 (2012) seja responsável por expressivas melhoras na qualidade do ar em cenários futuros. Projeções para o ano de 2020 estimam que veículos fabricados de acordo com a fase P7 serão a maioria dentre os veículos pesados, mas representarão apenas 20% das emissões de material particulado (MMA, 2011). Ainda em relação à fase P7, deve-se ressaltar que a instituição da redução na proporção de enxofre no diesel se relaciona diretamente com benefícios na saúde da população. Em estudo realizado em 2012, pesquisadores estimaram que o atraso na redução de

enxofre no combustível (que era prevista para 2009) trará um prejuízo de mais de 11 bilhões de dólares de gastos associados à saúde até o ano de 2040 (ANDRÉ et al., 2012).

Além do maior volume de material particulado emitido pela frota entre os anos de 1985 e 1995, verificou-se um aumento da representatividade das emissões veiculares para a poluição total, que passou de 15% para 40%. Esse aumento da contribuição pode ser associado tanto aos fatores descritos anteriormente, quanto à massiva saída de indústrias poluidoras rumo ao interior do estado (LENCIONI, 1998). Com a consolidação da Região Metropolitana de São Paulo como um polo de gestão empresarial e com a progressiva renovação da frota, a partir de 1995, observa-se que a representatividade dos automóveis na poluição total se manteve estável (entre 35% e 40%) e que as emissões diminuíram significativamente, mesmo com o contínuo aumento no número de veículos.

Ao atribuir ao PROCONVE toda a melhora na qualidade do ar advinda da diminuição das emissões veiculares, este trabalho acaba por ignorar outras possíveis contribuições que alteraram o volume de material particulado emitido para atmosfera, como o aumento da rede de metrô, o programa de inspeção veicular e o programa de rodízio de veículos adotado na cidade de São Paulo. Por ter sido conduzida entre os anos de 2008 e 2013, a inspeção veicular realizada no município pode ter influenciado os resultados observados nos dois últimos quinquênios da análise realizada. O programa era constituído por uma perícia visual e uma série de testes que avaliavam anualmente o estado de manutenção e a emissão de poluentes dos veículos licenciados no município (SÃO PAULO, 2008). Veículos reprovados na perícia deveriam ser reparados e novamente inspecionados para que pudessem ser licenciados (SÃO PAULO, 2008). Apesar do nítido benefício que a medida proporcionaria na qualidade do ar da região, a empresa responsável pelo programa mencionou em seu relatório que veículos em mau estado, portanto mais poluidores, não estavam sendo submetidos à inspeção (CONTROLAR, 2012). Tais veículos estavam circulando irregularmente ou tinham seus registros transferidos para outros municípios onde não existiam programas de inspeção (CONTROLAR, 2012). Em relação ao rodízio municipal de veículos, a literatura já aponta para a pouca eficiência

da iniciativa devido à aquisição de um segundo veículo e à fiscalização parcial que deixa de cobrir diversas ruas do município (CHEN, 2012; SCARINGELLA, 2001).

Apesar das ressalvas feitas à experiência brasileira com relação a programas complementares ao PROCONVE, os efeitos benéficos desse tipo de programas já foram discutidos no cenário nacional. Em 2005, Szwarcfiter, Mendes e La Rovere (2005) estimaram que, graças ao PROCONVE, as emissões veiculares em 2010 seriam 51%, 47% e 50% menores para os poluentes CO, HC e NO<sub>x</sub>, respectivamente. No entanto, a implementação de um programa de aceleração da renovação da frota poderia reduzir em ainda 50% as emissões calculadas para o CO em 2010. Se somado a um programa eficiente de inspeção veicular, essa porcentagem chegaria a 66%. A importância da renovação da frota para o sucesso do PROCONVE é citada também por Escuciatto, Dziedzic e Vasconcelos (2016), que encontraram correlação positiva entre a renovação da frota e a redução nas emissões de vários poluentes no município de Curitiba (PR). Os autores sugerem que graças à saída de circulação dos veículos antigos, as concentrações atmosféricas de vários poluentes se mantiveram estáveis mesmo com o aumento de 65% no número de veículos em circulação.

A instituição de ambos os programas considerados por Szwarcfiter, Mendes e La Rovere estão em discussão seja na esfera nacional, seja na esfera do município de São Paulo. De acordo com a literatura cinza, o governo estuda a criação de algum tipo de programa de incentivo à aceleração da substituição da frota visando, não só a redução da poluição, mas também a movimentação da economia do setor automobilístico (LAGUNA, 2016). Adicionalmente, o atual prefeito de São Paulo, João Dória, apoia a aprovação de um novo projeto de lei que institui a inspeção veicular para todos os veículos que circulam no município, independente da cidade onde estão licenciados (MING, 2017).

Desde 2006, alguns distritos da Califórnia (EUA) adotam o “Voluntary Accelerated Vehicle Retirement (VAVR) Program” (traduzido livremente para Programa Voluntário de Aceleração de Aposentadoria de Veículos) (CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2016). O programa, mais conhecido como VAVR, destaca-se dentre os existentes em outros países, pois utiliza dinheiro de um fundo específico para incentivar pessoas que voluntariamente queiram substituir seus veículos antigos não só por veículos mais novos mas também por

outras formas de transporte (CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2016). Apesar de ser promissor para a redução de poluentes como o CO e o NO<sub>x</sub>, um programa como esse não teria grande efeito sobre as emissões de material particulado, pois, conforme os resultados apresentados neste trabalho, as emissões de MP por fontes móveis possuem origem majoritária de caminhões e ônibus (62% e 25%, respectivamente no ano de 2015).

A extensão de um programa de aceleração da substituição da frota para caminhões e ônibus poderia contribuir para uma redução consistente nas emissões de vários poluentes. Conforme demonstrado pelos resultados deste trabalho, a substituição da frota em desacordo com as fases atuais do PROCONVE traria melhorias de aproximadamente 30% na qualidade do ar para o poluente MP<sub>10</sub> (redução de 8,82 µg/m<sup>3</sup> no cenário projetado para o ano de 2015). Tal melhoria seria inclusive superior ao impacto histórico que o programa teve na qualidade do ar desde a sua implementação que, conforme também demonstrado pelo presente trabalho, foi de 23% para o mesmo poluente (redução de 16 µg/m<sup>3</sup> entre 1995 e 2015).

Ainda assim, mesmo que este trabalho tenha proposto uma substituição dos veículos antigos por veículos novos, não se acredita que a substituição total da frota seja a melhor solução para os problemas advindos da poluição atmosférica, sejam eles problemas ambientais ou em saúde. A substituição gradual da frota parece ser uma alternativa economicamente mais viável e que traria nítidos benefícios para a qualidade do ar. Lemos (2010) projetou 7 cenários de substituição de veículos de fases antigas do PROCONVE por veículos mais recentes e concluiu que o melhor cenário para uma política de aceleração da renovação da frota seria aquele em que os veículos produzidos conforme as fases L1 e L2 do PROCONVE fossem substituídos por veículos de acordo com a fase L5 (em vigor na época). Nesse cenário, as emissões veiculares de CO, HC, NO<sub>x</sub> e CHO já seriam reduzidas em média 58% (LEMONS, 2010). Analisando financeiramente uma proposta semelhante para o contexto dos veículos pesados, a substituição dos caminhões anteriores ao PROCONVE ou de acordo com as fases P1, P2 e P3 custaria aproximadamente US\$1,3 bi, um valor pequeno quando comparado aos custos de saúde pública que podem ser associados às emissões de material particulado (cálculo feito a partir de informações sobre os caminhões mais emplacados da FENABRAVE, valores da tabela FIPE

e conversão  $^{real}/_{dólar} = 0,308$  no dia 24/02/2018, segundo UOL ECONOMIA, 2018). No entanto, é impossível não ressaltar que, além de alterar muito pouco as emissões de outros poluentes atmosféricos, a substituição de 43.000 caminhões afloraria problemas secundários tal qual o consumo de recursos naturais durante todo o ciclo de vida dos veículos.

Apesar de incipiente no Brasil, a avaliação do ciclo de vida de veículos já foi realizada em países europeus e, segundo Hawkins et al. (2013), a pegada ecológica de um veículo a diesel desde a sua produção até destinação final poderia chegar até 325g CO<sub>2</sub> equivalente por quilômetro rodado (considerando a vida útil de 100.000 Km). Na avaliação de ciclo de vida no contexto brasileiro, especificamente, a destinação das peças de veículos retirados de circulação pode ser considerada um problema ainda maior do que no contexto europeu. Apesar da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) orientar a reutilização ou reciclagem de materiais antes da destinação final, estima-se que apenas 1,5% das peças de veículos retirados de circulação tenha esse destino (BRASIL, 2017). Até 2014, não existia sequer regulamentação para a desmontagem e venda de peças usadas de veículos fora de circulação no país (BRASIL, 2014). Ainda que o contexto europeu possa ser visto como referência, já que o reaproveitamento ou reciclagem das peças dos veículos usados chega a 75%, diversas críticas são feitas ao fato dessa fração ser restrita essencialmente às partes metálicas, a despeito de outros resíduos contaminantes como os fluidos (KANARI; PINEAU; SHALLARI, 2003).

Para além do incentivo a renovação da frota, mudanças no modal de transporte utilizado pela população poderiam trazer melhoras significativas para a qualidade do ar e para a saúde. Em uma simulação para a cidade de São Paulo no ano de 2040, estimou-se que a perda de 63.300 anos de vida seria evitada se a maior parte das viagens fossem realizadas por transporte não motorizado e, dentre as viagens motorizadas, 70% fosse realizada em transporte coletivo (DE SÁ et al., 2017).

Considerando projeções de cenários mais próximos, o incentivo ao transporte coletivo, especialmente sobre trilhos, desponta como uma alternativa bastante adequada, já que reduziria emissões oriundas de veículos particulares. Além de reduzir as emissões de poluentes, o aumento do uso do modal de transporte coletivo melhora a mobilidade urbana e reduz a percepção de trânsito, como indica os

resultados encontrados em Pequim de uma pesquisa realizada pela IBM (IBM, 2010). O cenário em São Paulo, no entanto, parece apontar para uma redução no uso desse modal de transporte em detrimento do veículo individual, corroborando uma percepção de piora no trânsito do município (IBM, 2010; METRÔ, 2013).

Para incentivar o uso de transporte coletivo e reduzir a poluição atmosférica, algumas cidades como Londres adotaram instrumentos econômicos como as taxações, por meio de pedágios, que visam inibir a circulação de veículos anteriores a 2006 no centro da cidade (AGÊNCIA EFE, 2017). No caso londrino, apesar das críticas que o programa recebe por afetar incisivamente a população mais pobre que não consegue trocar de veículo, a rede de metrô é ampla permitindo a absorção de novos usuários. A tentativa de uma medida semelhante em Nova Iorque não tem caminhado para resultados tão positivos. O argumento do governador do estado é que o pedágio incentivará melhorias na rede de metrô, no entanto os usuários que deixam os carros para evitar a taxa não conseguem utilizar os serviços de metrô, alegando que esse está constantemente cheio e com problemas de manutenção (MARTÍ, 2018).

A situação da Região Metropolitana de São Paulo está mais próxima à realidade nova-iorquina do que à londrina. A região possui uma área de 7.900 km<sup>2</sup> que é atendida por apenas 80 Km de rede de metrô, que se concentra nas áreas centrais do município de São Paulo. Os investimentos nesse modal de transporte, sejam do PAC ou de outros programas, ainda são considerados insuficientes (ALVIM; BILT; DARIDO, 2010). Aparentemente, os custos em saúde pública associados à circulação excessiva de veículos não são considerados para a priorização de obras de mobilidade urbana. O investimento planejado para a construção de 34 km de linhas monotrilhos do município de São Paulo é de R\$ 3,3 bilhões (ALVIM; BILT; DARIDO, 2010), valor equivalente a apenas um quarto da estimativa de custos em saúde pública associados a poluição oriunda de veículos que foi realizada por este trabalho.

De fato, a ampliação da rede de metrô na RMSP traria benefícios à saúde da população além de ganhos econômicos. O benefício do metrô de São Paulo foi estimado por Silva et al. (2012), que, considerando os episódios de greves, construíram um cenário simulando a inexistência do metrô em um ano operacional. Os resultados indicam que a existência do metrô de São Paulo evita cerca de 6 óbitos por dia, gerando uma economia de cerca de US\$ 13 bilhões por ano. O incentivo à

construção de mais linhas de metrô extrapola os benefícios financeiros e relacionados à saúde, sendo percebido também no aspecto da melhora da mobilidade urbana. Estima-se que a ampliação das redes de metrô na RMSP reduziria o tempo gasto em viagens em até 25% (ALVIM; BILT; DARIDO, 2010).

Além do investimento na expansão de linhas sobre trilhos, os custos associados à saúde decorrentes da circulação de veículos antigos na RMSP justificam investimentos para a substituição de parte da frota de ônibus por ônibus elétricos ou híbridos. Embora 36% das viagens realizadas na região sejam feitas de ônibus, apenas 4% desses veículos não são movidos a diesel (METRÔ, 2013). Conforme demonstrado nesta pesquisa, a composição da frota de ônibus essencialmente movida à diesel foi responsável pelo lançamento de mais de uma tonelada de material particulado na atmosfera no biênio 2014-2015 (26,4% das emissões veiculares).

Estima-se que a parcela de ônibus elétricos na RMSP poderia ser aumentada para até 32% sem acarretar em sobrecargas à rede elétrica (LEAL et al., 2016). Além de sua operação não emitir diretamente poluentes para a atmosfera, os ônibus elétricos demonstram ter custos de manutenção menores do que os ônibus convencionais. Enquanto esse custo mensal para ônibus a diesel é de aproximadamente R\$ 11.300 por veículo, para ônibus elétricos, ele é de R\$ 8.900 ou R\$ 4.100 dependendo da marca do veículo (LEAL et al., 2016). O baixo custo em manutenção, somado às economias em saúde pública, poderia inclusive compensar o maior custo inicial do trólebus que é em R\$ 337.000 maior que de ônibus convencional (segundo a proposta de licitação da SPTrans de 2015).

A substituição de parte da frota de ônibus poderia ser atrelada ao lançamento de uma nova fase do PROCONVE para esses veículos. A fase P7, atualmente em vigor, corresponde a fase EURO 5 do programa Europeu, que possui limites de emissão de material particulado de 0,03 g/kWh. A fase seguinte (EURO 6), que reduz esse limite para 0,01 g/kWh, já está sendo anunciada em licitações de compra de ônibus de países sul-americanos como o Chile (REVISTA AUTOBUS, 2017).

### **6.3 Recomendações para tomadores de decisões**

O impacto que a circulação de veículos antigos na Região Metropolitana de São Paulo teve na qualidade do ar no biênio 2014-2015 causou a perda de mais de 65 mil anos de vida da população residente na região. Os custos em saúde pública que seriam evitados com a melhora da qualidade do ar justificariam investimentos em:

- Um programa de aceleração da substituição da frota voltado especialmente para veículos anteriores ao PROCONVE ou fabricados de acordo com suas primeiras fases;
- Volta do programa de inspeção veicular com fiscalização mais incisiva sobre veículos mais antigos e abrangência para veículos licenciados em outros municípios;
- Expansão das linhas de transporte sobre trilhos, especialmente para regiões mais distantes do centro de São Paulo;
- Aumento da parcela de ônibus elétricos para até 32% da frota de ônibus;
- Lançamento da fase P8 (Euro 6) para limitar ainda mais as emissões de material particulado por veículos pesados.



## 7 CONCLUSÕES

A presente dissertação partiu da hipótese de que os ganhos em saúde pública decorrentes de uma possível renovação da frota ou redução das emissões oriundas de veículos antigos poderiam subsidiar programas de apoio ao PROCONVE ou contribuições para a melhora das condições do modal de transporte coletivo da Região Metropolitana de São Paulo. Os resultados obtidos corroboram a hipótese inicial indicando que a idade da frota é um dos aspectos que minimiza os resultados do programa desde a sua criação, em 1986.

Em uma análise histórica, pôde-se observar que, embora o PROCONVE tenha completado 30 anos, tanto o aumento da frota, quanto a demora na substituição dos veículos fizeram com que seus resultados na Região Metropolitana de São Paulo só pudessem ser notados a partir da segunda metade da década de 1990. A circulação de veículos anteriores às fases atuais do programa foi responsável por mais de 95% das emissões veiculares de material particulado no biênio 2014-2015, com destaque para a participação de mais de 85% dos ônibus e caminhões nesse quantitativo. A substituição desses veículos poderia reduzir em aproximadamente  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a concentração atmosférica de  $\text{MP}_{10}$  e  $\text{MP}_{2,5}$ , respectivamente. Em termos percentuais, essas melhorias na qualidade do ar superariam os efeitos que o programa teve, na região, desde a sua criação.

A extrapolação da melhora da qualidade do ar para os impactos em saúde indica que a renovação da frota em desacordo com as fases atuais do PROCONVE poderia evitar a perda de 65.528 anos de vida no biênio em análise, refletindo em uma economia de mais de US\$ 4 bilhões.

Apesar de ter simulado a substituição total da frota em desacordo com os padrões atuais do programa, uma ação como essa despertaria outros impactos ambientais tais como a geração de resíduos e o consumo de recursos naturais para a produção de novos veículos. Assim, acredita-se que somado a um programa de aceleração de substituição da frota (focado especialmente nos veículos anteriores ao PROCONVE ou produzidos em suas primeiras fases) deve-se somar investimentos ao uso de transportes coletivos.

Uma análise financeira de investimentos no modal de transporte coletivo demonstrou que seria viável a expansão da parcela de ônibus elétricos para até 32% da frota e que a rede de transporte sobre trilhos poderia ser expandida para regiões mais distantes do centro de São Paulo. Ambos os investimentos trariam melhorias para além da redução na emissão de poluentes, impactando positivamente também na mobilidade da região.

As análises propostas e os resultados encontrados reforçam a importância da realização de trabalhos interdisciplinares que extrapolem o impacto de políticas públicas. Neste caso, os impactos do PROCONVE, que costumam ser restritos ao âmbito da qualidade do ar, puderam ser também discutidos sob o ponto de vista da saúde pública, economia e mobilidade urbana.

Recomenda-se que mais estudos deste tipo sejam conduzidos incluindo também análises relacionadas à morbidade e a outros poluentes, especialmente aqueles emitidos majoritariamente por veículos leves. Tais análises também poderiam se estender ao PROMOT, programa focado nas motocicletas, cuja a frota tem aumentado significativamente nos últimos anos.

## REFERÊNCIAS

ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. E. K. Health impact assessment of air pollution in São Paulo, Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 7, p. 694–704, 2016.

ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. E. K. Avaliação de Impacto à Saúde (AIS) no Brasil e América Latina: uma ferramenta essencial a projetos, planos e políticas. **Interface (Botucatu)**, 2017.

ACKERMANN-LIEBRICH, U. et al. Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, v. 155, n. 1, p. 122–129, 1997.

AGÊNCIA EFE. Londres implanta pedágio de tráfego para carros mais poluentes. **Época - Negócios**, 23 out. 2017.

ALONSO, C. D.; GODINHO, R. A evolução da qualidade do ar em Cubatão. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 125–136, 1992.

ALVIM, B. G.; BILT, K. VAN DE; DARIDO, G. B. **Evolução e Tendências na Implantação e Financiamento dos Sistemas de Transporte Público Sobre Trilhos**. São Paulo, SP, Brasil: AEAMESP Estudos Técnicos, 2010. Disponível em: <[http://www.aeamesp.org.br/wp-content/uploads/2016/03/AEA\\_stds\\_tcncs2010.pdf](http://www.aeamesp.org.br/wp-content/uploads/2016/03/AEA_stds_tcncs2010.pdf)>.

ANDRÉ, P. A. DE et al. Lean diesel technology and human health: a case study in six Brazilian metropolitan regions. **Clinics (São Paulo, Brazil)**, v. 67, n. 6, p. 639–46, 2012.

BAÏZ, N. et al. Gestational exposure to urban air pollution related to a decrease in cord blood vitamin D levels. **Journal of Clinical Endocrinology and Metabolism**, v. 97, n. 11, p. 4087–4095, 2012.

BARBANTE, C. et al. Historical record of European emissions of heavy metals to the atmosphere since the 1650s from alpine snow/ice cores drilled near Monte Rosa. **Environmental Science and Technology**, v. 38, n. 15, p. 4085–4090, 2004.

BELL, M. L. et al. The avoidable health effects of air pollution in three Latin American cities: Santiago, São Paulo, and Mexico City. **Environmental Research**, v. 100, n. 3, p. 431–440, 2005.

BENAISSA, F. et al. Short-term health impact assessment of urban PM 10 in Bejaia City (Algeria). **Canadian Respiratory Journal**, v. 2016, p. 1–6, 2016.

BEZERRA, Y. C. P. **Relação entre poluição do ar e internações de adultos por doenças cardiovasculares totais em São Paulo entre 2000 e 2013**. [s.l.] Universidade Católica de Santos, 2016.

BHATIA, R. **Health Impact Assessment: A guide for practice**. 1. ed. Oakland, CA: Human Impact Partners, 2011.

BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. **Externalities of Energy: Methodology 2005 update**. Stuttgart: Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, 2005. Disponível em: <<http://www.externe.info/>>.

BOTKIN, D. B.; KELLER, E. A. **Environmental Science: Earth as a Living Planet**. 8. ed. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, INC., 2010.

BRAGA, A. L. F. et al. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, v. 51, p. 58–71, 2001.

BRASIL. **Decreto-Lei nº 1.413, de 31 de julho de 1974** BrasilDiário Oficial da União - Seção 1 - 14/8/1975, Página 10289, , 1974. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Decreto-Lei/1965-1988/Del1413.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Decreto-Lei/1965-1988/Del1413.htm)>. Acesso em: 27 jun. 2017

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010** BrasilDiário Oficial da União de 03/08/2010, , 2010. Disponível em: <<http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>>. Acesso em: 27 jul. 2017

BRASIL. **Lei Federal nº 12.977, de 20 de maio de 2014** BrasilDiário Oficial da União, , 2014. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2014/Lei/L12977.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2014/Lei/L12977.htm)>. Acesso em: 24 fev. 2018

BRASIL, A. A reciclagem automotiva revela um setor com grande potencial de mercado no Brasil. **O Estado de São Paulo**, 2017.

BRUNEKREEF, B. et al. **Effects of long-term exposure to traffic-related air pollution on respiratory and cardiovascular mortality in the Netherlands: the NLCS-AIR study** Health Effects Institute. Boston, Massachusetts: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19554969>>.

CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, L.; TORRES-JARDON, R. The Impact of Air Pollutants on the Brain. **JAMA Psychiatry**, v. 59812, p. 5–6, 2015.

CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Voluntary Accelerated Vehicle Retirement (VAVR) Program**. Disponível em: <<https://www.arb.ca.gov/msprog/avrp/avrpeo.htm%0A>>. Acesso em: 20 ago. 2017.

CANADELL, J. G. et al. Contributions to accelerating atmospheric CO<sub>2</sub> growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 47, p. 18866–70, 2007.

CANÇADO, J. E. et al. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 32, n. Supl 1, p. S5–S11, 2006.

CESARONI, G. et al. Long-term exposure to urban air pollution and mortality in a cohort of more than a million adults in Rome. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 3, p. 324–331, 2013.

CETESB. **Qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo e em Cubatão**. São Paulo, SP: CETESB, 1986.

CETESB. **Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 1995**. São Paulo, SP: CETESB, 1996.

CETESB. **SIEFEESP - Sistema de Inventário de Emissões das Fontes Estacionárias do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/inventariofontes/home2.php>>. Acesso em: 2 maio. 2018.

CETESB. **Qualidade do Ar no Estado de São Paulo**. São Paulo, SP: CETESB, 2011. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/37/2013/12/relatorio-ar-2014.zip>>.

CETESB. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2011**. São Paulo, SP: CETESB, 2012.

CETESB. **Curvas de intensidade de uso por tipo de veículo automotor da frota da cidade de São Paulo**. São Paulo, SP: CETESB, 2013a. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/>>.

CETESB. **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2012**. São Paulo, SP: CETESB, 2013b. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>.

CETESB. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2013**. São Paulo, SP: CETESB, 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>>.

CETESB. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2014**. São Paulo, SP: CETESB, 2015a. Disponível em: <<http://veicular.cetesb.sp.gov.br/relatorios-e-publicacoes>>.

CETESB. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2014**. São Paulo, SP: CETESB, 2015b. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>>.

CETESB. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2015**. São Paulo, SP: CETESB, 2016a. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>.

CETESB. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2015**. São Paulo, SP: CETESB, 2016b. Disponível em: <<http://veicular.cetesb.sp.gov.br/relatorios-e-publicacoes/>>.

CETESB. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2016**. São Paulo, SP: CETESB, 2017. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>.

CHANG, C.-C.; CHEN, P.-S.; YANG, C.-Y. Short-term effects of fine particulate air pollution on hospital admissions for cardiovascular diseases: a case-crossover study in a tropical city. **Journal of toxicology and environmental health. Part A**, v. 78, n. 4, p. 267–277, 2015.

CHEN, G. T. S. **O impacto do rodízio sobre a compra de automóveis em São Paulo**. [s.l.] Insper Instituto de Ensino e Pesquisa, 2012.

CHEN, Y. et al. Evidence on the impact of sustained exposure to air pollution on life expectancy from China 's Huai River policy. **Massachusetts Institute of Technology Department of Economics Working Paper Series**, v. 13, n. 15, p. 1–53, 2013.

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 18, de 6 de maio de 1986** BrasilDiário Oficial da União, de 17 de junho de 1986, Seção 1, , 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=41>>. Acesso em: 27 jun. 2017

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 5, de 15 de junho de 1989** BrasilDiário Oficial da União de 25 de agosto de 1989, Seção 1, páginas 14713-14714, , 1989. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA\\_RES\\_CONS\\_1989\\_005.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1989_005.pdf)>. Acesso em: 27 jun. 2017

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990** BrasilDiário Oficial da União, de 22 de agosto de 1990, Seção 1, páginas 15937-15939, , 1990. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100>>. Acesso em: 27 jun. 2017

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 286, de 30 de agosto de 2001** BrasilPublicada no DOU no 239, de 17 de dezembro de 2001, Seção 1, página 223, , 2001. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=283>>. Acesso em: 23 jul. 2017

CONCEIÇÃO, G. M. S. et al. Air pollution and child mortality: a time-series study in São Paulo, Brazil. **Environmental health perspectives**, v. 109 Suppl, n. July 2000, p. 347–50, 2001.

CONTROLAR. **Relatório Anual 2012**. São Paulo, SP: CONTROLAR, 2012.

CONTROLAR. **Sobre o programa**. Disponível em: <[http://www.controlar.com.br/OPrograma\\_SobreOPrograma.aspx](http://www.controlar.com.br/OPrograma_SobreOPrograma.aspx)>. Acesso em: 27 jun. 2017.

COSTA, A. F. et al. Air Pollution and deaths among elderly residents of São Paulo, Brazil: An analysis of mortality displacement. **Environmental Health Perspectives**, v. 125, n. 3, p. 349–354, 2017.

DE NEGRI, J. A. **Elasticidade-Renda e Elasticidade-Preço da Demanda de Automóveis no Brasil** Texto para Discussão IPEA, 1998. Disponível em: <[http://www.en.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/TDs/td\\_0558.pdf](http://www.en.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/TDs/td_0558.pdf)>

DE SÁ, T. et al. Health impact modelling of different travel patterns for São Paulo, Brazil. **Environment International**, v. 108, n. June, p. 22–31, 2017.

DE SARIO, M.; KATSOUYANNI, K.; MICHELOZZI, P. Climate change, extreme weather events, air pollution and respiratory health in Europe. **European Respiratory Journal**, v. 42, n. 3, p. 826–843, 2013.

DETRAN - SP. **Frota de Veículos em SP - por tipo de veículo**. Disponível em: <<https://www.detran.sp.gov.br/wps/wcm/connect/portaldetran/detran/detran/estatisticas/transito/sa-frotaveiculos/d28760f7-8f21-429f-b039-0547c8c46ed1>>. Acesso em: 26 fev. 2018.

DOCKERY, D. W. et al. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. **The New England Journal of Medicine**, v. 328, n. 10, p. 708–716, 1993.

DOZENA, E. C. **Poluição Atmosférica: Uma análise crítica da legislação ambiental aplicada à indústria**. [s.l.] Universidade Federal da Bahia, 1999.

ESCUCIATTO, E.; DZIEDZIC, M.; VASCONCELOS, E. C. DE. A influência da renovação da frota de veículos na qualidade do ar na região central de Curitiba. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 42, p. 2–11, 2016.

FENABRAVE. **Informativo - Emplacamentos 2015**. São Paulo, SP: Federação Nacional da Distribuição de Veículos Automotores, 2015. Disponível em: <<http://www3.fenabrave.org.br:8082/plus/modulos/listas/index.php?tac=indices-e-numeros&idtipo=1&layout=indices-e-numeros>>.

FERREIRA, C. A. S. A.; SANTOS, F. L.; COSTA, I. P.; PEREIRA, L. V. & REGO, P. B. L. Análise da função pulmonar de motoboys: o efeito da poluição atmosférica. Prevenção, a melhor forma de cuidar. **O Mundo da Saúde**, v. 33, n. 2, p. 170–174, 2009.

FREITAS, C. U. DE et al. Internações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em São Paulo, 1993 a 1997. **Revista de Saúde Pública**, v. 38, n. 6, p. 751–757, 2004.

GOLDEMBERG, J.; NIGRO, F. E. B.; COELHO, S. T. **Bioenergia no Estado de São Paulo: situação atual, perspectivas, barreiras e propostas**. São Paulo, SP: Governo do Estado de São Paulo, 2008.

GOUVEIA, N. et al. Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no Município de São Paulo. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 12, p. 2669–2677, 2006.

GROSTEIN, M. D. Metrópole e expansão urbana: a persistência de processos" insustentáveis. **São Paulo em perspectiva**, v. 15, n. 1, p. 13–19, 2001.

HAWKINS, T. R. et al. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. **Journal of Industrial Ecology**, v. 17, n. 1, p. 53–64, 2013.

HOEK, G. et al. Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. **Environmental health**, v. 12, n. 1, p. 1–15, 2013.

IAIA. **IAIA: The leading global network on impact assessment**. Disponível em: <<http://www.iaia.org/>>. Acesso em: 4 jan. 2018.

IBM. **The Globalization of Traffic CongestionIBM 2010 Commuter Pain Survey**. [s.l.] IBM, 2010.

JASINSKI, R.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. Air pollution and pediatric hospital admissions due to respiratory diseases in Cubatão, São Paulo State, Brazil, from 1997 to 2004. **Cadernos de saúde pública**, v. 27, n. 11, p. 2242–52, 2011.

KANARI, N.; PINEAU, J.-L.; SHALLARI, S. End-of-life vehicle recycling in the european union. **JOM - Journal of the Minerals, Metals and Materials Society**, v. 55, n. 8, p. 1–11, 2003.

LAGUNA, E. Governo lançará incentivo à renovação de frota este mês, diz Fenabreve. **Valor**, 2016.

LANKI, T. et al. Air pollution from road traffic and systemic inflammation in adults: A cross-sectional analysis in the european escape project. **Environmental Health Perspectives**, v. 123, n. 8, p. 785–791, 2015.

LAVE, L. B.; SESKIN, E. P. Air Pollution and human health. **Science**, v. 169, n. 3947, p. 723–733, 1970.

LEAL, V. et al. **Dossiê ônibus limpo: Benefícios de uma transição para combustíveis renováveis na frota de São Paulo**. São Paulo, SP: Greenpeace, 2016.

LEMOS, J. F. **Poluição veicular: avaliação dos impactos e benefícios ambientais com a renovação da frota veicular leve na cidade de São Paulo**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2010.

LEMOS, M. C. DE M. The politics of pollution control in Brazil: State actors and social movements cleaning up Cubatão. **World Development**, v. 26, n. 1, p. 75–87, 1998.



LENCIONI, S. Mudanças na metrópole de São Paulo (Brasil) e transformações industriais. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 12, p. 27–42, 1998.

LIN, C. A. et al. Air pollution and respiratory illness of children in São Paulo, Brazil. **Paediatric and perinatal epidemiology**, v. 13, n. 4, p. 475–88, 1999.

LIN, G.-Z. et al. The impact of ambient air pollution on suicide mortality: a case-crossover study in Guangzhou, China. **Environmental Health**, v. 15, n. 1, p. 90, 2016.

MARGULIS, S. **Back-of-the-Envelope Estimates of Environmental Damage Costs in Mexico**. Washington, DC: World Bank, 1992.

MARTÍ, S. Para salvar metrô em crise, Nova York estuda adotar pedágio urbano. **Folha de São Paulo**, 2018.

MARTINS, L. C. et al. Air pollution and emergency room visits due to pneumonia and influenza in São Paulo, Brazil. **Revista de Saude Publica**, v. 36, n. 1, p. 88–94, 2002.

MAYER, H. Air pollution in cities. **Atmospheric Environment**, v. 33, n. 24–25, p. 4029–4037, 1999.

MENDES, F. E. **Avaliação de programas de controle de poluição atmosférica por veículos leves no Brasil**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.

METRÔ. **Pesquisa origem - destino/ 1997: Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo, SP: Governo do Estado de São Paulo, 1999.

METRÔ. **Pesquisa Origem e Destino 2007 - Região Metropolitana de São Paulo. Síntese das Informações Pesquisa Domiciliar**. São Paulo, SP: Governo do Estado de São Paulo, 2008.

METRÔ. **Pesquisa De Mobilidade 2012 Região Metropolitana De São Paulo-Síntese Das Informações Pesquisa Domiciliar**. São Paulo, SP: Governo do Estado de São Paulo, 2013. Disponível em: <<http://www.metro.sp.gov.br/phttp://www.metro.sp.gov.br/metro/numeros-pesquisa/pesquisa-mobilidade-urbana-2012.aspx>>.

MING, C. Volta da inspeção veicular? **O Estado de São Paulo**, 2017.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **DATASUS - Departamento de Informática do SUS**. Disponível em: <<http://datasus.saude.gov.br/>>. Acesso em: 1 jan. 2016.

MIRAGLIA, S. G. E. K.; SALDIVA, P. H. N.; BÖHM, G. M. An evaluation of air pollution health impacts and costs in São Paulo, Brazil. **Environmental Management**, v. 35, n. 5, p. 667–676, 2005.

MMA. **1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

MMA. **Padrões de qualidade do ar**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/padrees-de-qualidade-do-ar>>. Acesso em: 27 jun. 2017.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n. 2, p. 159–172, 2004.

NADALIN, V.; IGLIORI, D. Espreadimento urbano e periferização da pobreza na Região Metropolitana de São Paulo: Evidências empíricas. **Eure**, v. 41, n. 124, p. 91–111, 2015.

NESAMANI, K. S. et al. Estimation of vehicular emissions by capturing traffic variations. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 14, p. 2996–3008, 2007.

NITSCH, M. O programa de biocombustíveis PROALCOOL no contexto da estratégia energética brasileira. **Revista de Economia Política**, v. 11, n. 2 (42), p. 123–138, 1991.

OSTRO, B. Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels. **Environmental Burden of Disease Series**, n. 5, p. 1–54, 2004.

PASCAL, M. et al. **Guidelines for assessing the health impacts of air pollution in European cities**. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2011.

PASCAL, M. et al. The mortality impacts of fine particles in France. **Science of the Total Environment**, 2016.

PEREIRA, J. S. J. **Legislação brasileira sobre poluição do ar** Câmara dos Deputados. Brasília, DF: Câmara dos Deputados, 2007. Disponível em: <<http://bd.camara.gov.br>>.

PEREIRA, L. A. A. et al. Association between air pollution and intrauterine mortality in Sao Paulo, Brazil. **Environmental Health Perspectives**, v. 106, n. 6, p. 325–329, 1998.

PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J.; ANDRADE, M. F.; MIRANDA, R. M. Traffic-related air quality trends in São Paulo, Brazil. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 120, p. 6290–6304, 2015.

POPE III, C. A. et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. **The Journal of the American Medical Association**, v. 287, n. 9, p. 1132–1141, 2002.

POPE III, C. A.; EZZATI, M.; DOCKERY, D. W. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. **New England Journal of Medicine**, v. 360, n. 4, p. 376–386, 2009.

PRÜSS-ÜSTÜN, A. et al. **Introduction and methods Assessing the environmental burden of disease at national and local levels**. Geneva: World Health Organization, 2003.

RESENDE, P. T. V. DE; SOUSA, P. R. DE. **Mobilidade urbana nas grandes cidades brasileiras: um estudo sobre os impactos do congestionamento**. Nova Lima, MG: Fundação Dom Cabral, 2009.

REVISTA AUTOBUS. Licitação chilena determina motores Euro 6. p. 26–30, fev. 2017.

RODRIGUES-SILVA, F. et al. Health risks and economic costs of absenteeism due to air pollution in São Paulo, Brazil. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 12, n. 5, p. 826–833, 2012.

ROLNIK, R.; KLINTOWITZ, D. (I)Mobilidade na Cidade de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 25, n. 71, p. 89–108, 2011.

SALDIVA, P. H. N. et al. Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in São Paulo, Brasil: A preliminary report. **Environmental research**, v. 65, p. 218–225, 1994.

SALDIVA, P. H. N. et al. Air pollution and mortality in elderly people: a time-series study in Sao Paulo, Brazil. **Archives of environmental health**, v. 50, n. 2, p. 159–63, 1995.

SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R.; ANDRADE, M. DE F. The influence of meteorological conditions on the behavior of pollutants concentrations in São Paulo, Brazil. **Environmental Pollution**, v. 116, n. 2, p. 257–263, 2001.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental - Conceitos e Métodos**. 2ª ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2013.

SÃO PAULO. **Decreto Municipal nº 50.232, de 17 de novembro de 2008** São Pauloleismunicipais.com.br - Decreto 50232/2008, , 2008. Disponível em: <[http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios\\_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=18112008D 502320000](http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=18112008D 502320000)>

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 59113, de 16 de Dezembro de 2013** BrasilDiário Oficial (DOE-I 24/04/2013, p. 1), , 2013. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59113-23.04.2013.html>>. Acesso em: 27 jun. 2017

SÃO PAULO. **Radar SEADE nº4 - A frota de veículos no estado de São Paulo**. São Paulo, SP: Fundação SEADE, 2015. Disponível em: <[http://www.seade.gov.br/produtos/midia/radar/radar\\_seade\\_n4.pdf](http://www.seade.gov.br/produtos/midia/radar/radar_seade_n4.pdf)>.

SÃO PAULO. **QUALAR - Sistema de Informações da Qualidade do ar**. Disponível em: <<http://qualar.cetesb.sp.gov.br/qualar/home.do>>. Acesso em: 4 jan. 2018.

SÃO PAULO. **Região Metropolitana de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.sdmropolitano.sp.gov.br/portalsdm/sao-paulo.jsp>>. Acesso em: 27 jun. 2017.

SÃO PAULO. **SEADE: Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados**. Disponível em: <<http://produtos.seade.gov.br/produtos/projpop/>>. Acesso em: 2 fev. 2018.

SCARINGELLA, R. S. A crise da mobilidade urbana em São Paulo. **São Paulo em Perspectiva**, v. 15, n. 1, p. 55–59, 2001.

SCHWARTZ, J. et al. Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. **American Review of Respiratory Disease**, v. 147, n. 4, p. 826–831, 1993.

SCORZA, C. A. et al. Environmental air pollution is an aggravating event for sudden unexpected death in epilepsy. **Arquivos de Neuro-Psiquiatria**, v. 71, n. 10, p. 807–810, 2013.

SERGIO CHIARELLI, P. et al. The association between air pollution and blood pressure in traffic controllers in Santo Andre, São Paulo, Brazil. **Environmental Research**, v. 111, n. 5, p. 650–655, 2011.

SILVA, C. B. P. DA et al. Evaluation of the air quality benefits of the subway system in São Paulo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 101, p. 191–196, 2012.

SISTEMA FIRJAN. **Os custos da mobilidade nas regiões metropolitanas do Rio de Janeiro e São Paulo**Firjan. Rio de Janeiro: Diretoria de Desenvolvimento Econômico, 2014.

STAPLETON, R.; CHENEY, S. **Screening Tool for Health Impact Assessment**OrangeMid Western Area Health Service, , 2004. Disponível em: <<http://chetre.med.unsw.edu.au/hia>>

SZWARCFITER, L.; MENDES, F. E.; LA ROVERE, E. Enhancing the effects of the Brazilian program to reduce atmospheric pollutant emissions from vehicles. **Transportation Research Part D**, v. 10, p. 153–160, 2005.

THURSTON, G. D. et al. Ischemic heart disease mortality and long-term exposure to source-related components of U.S. fine particle air pollution. **Environmental Health Perspectives**, v. 124, n. 6, p. 785–794, 2016.

TRINDADE, C. C. **Avaliação do uso de Diferentes modelos receptores com Dados de PM<sub>2,5</sub>: Balanço químico de massa ( Bqm ) E fatoração de matriz positiva ( Fmp )**. [s.l.] Universidade Federal do Espírito Santo, 2009.

U.S. EPA. **MOVES2014a** United States Environmental Protection Agency, , 2015. Disponível em: <<https://www.epa.gov/moves/moves2014a-latest-version-motor-vehicle-emission-simulator-moves>>

U.S. EPA. **Air Pollution Emissions Overview**. Disponível em: <<https://www3.epa.gov/airquality/emissns.html>>. Acesso em: 20 jul. 2017.

UNITED KINGDOM. **Clean Air Act 1956**. Disponível em: <<http://www.legislation.gov.uk/ukpga/Eliz2/4-5/52/enacted>>. Acesso em: 27 jun. 2017.

UOL ECONOMIA. **Conversor de Moedas**. Disponível em: <<https://economia.uol.com.br/widgets/conversor-moedas/index.jhtm?first=conversor>>. Acesso em: 24 fev. 2018.

VALLERO, D. **Fundamentals of air pollution**. 4. ed. Durhan, North Carolina: Academic Press, 2008.

WANG, H. et al. A bottom-up methodology to estimate vehicle emissions for the Beijing urban area. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 6, p. 1947–1953, 2008a.

WANG, H. et al. On-road vehicle emission inventory and its uncertainty analysis for Shanghai, China. **Science of the Total Environment**, v. 398, n. 1–3, p. 60–67, 2008b.

WEISS, D. et al. Atmospheric Pb deposition since the industrial revolution recorded by five Swiss peat profiles: Enrichment factors, fluxes, isotopic composition, and sources. **Environmental Science and Technology**, v. 33, n. 9, p. 1340–1352, 1999.

WHO. **Media centre**. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>>. Acesso em: 27 jun. 2017a.

WHO. **Evolution of WHO air quality guidelines**. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2017b.

WHO. **Health Impact Assessment (HIA): About HIA**. Disponível em: <<http://www.who.int/hia/about/en/>>. Acesso em: 12 jan. 2018a.

WHO. **Health statistics and information systems: National tools**. Disponível em: <[http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/tools\\_national/en/](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/tools_national/en/)>. Acesso em: 1 fev. 2018b.

WILKINS, E. T. Air pollution aspects of the London fog of December 1952. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 80, n. 344, p. 267–271, 1954.

WORLD BANK. **Air Pollution in World Cities (PM10 Concentrations)**. Disponível em: <<http://go.worldbank.org/3RDF07T6M0>>. Acesso em: 20 ago. 2017.

XIE, W. et al. Relationship between fine particulate air pollution and ischaemic heart disease morbidity and mortality. **Cardiac risk factors and prevention**, v. 101, p. 257–263, 2014.

ZÚÑIGA, J. et al. Assessment of the possible association of air pollutants PM10, O3, NO2 with an increase in cardiovascular, respiratory, and diabetes mortality in Panama City: A 2003 to 2013 data analysis. **Medicine: Observational Study**, v. 95, n. 2, p. 1–8, 2016.